Mario Arthur Favretto

ANÁLISE DE DADOS DE FAUNA PARA ESTUDOS AMBIENTAIS

Mario Arthur Favretto

ANÁLISE DE DADOS DE FAUNA PARA ESTUDOS AMBIENTAIS

Florianópolis
Edição do Autor
2025

Análise de dados de fauna para estudos ambientais
1ª edição
Copyright © Mario Arthur Favretto

Editoração e diagramação:
Mario Arthur Favretto

Revisão:
Emili Bortolon dos Santos

Todos os direitos reservados. Nenhuma parte deste livro pode ser reproduzida ou transmitida de qualquer forma ou por qualquer meio, incluindo fotocópia, gravação ou quaisquer sistemas de armazenamento e recuperação de informação, sem permissão por escrito do autor.

Análise de dados de fauna para estudos ambientais / Mario Arthur Favretto. Florianópolis/SC : M.A. Favretto, 2025.
203 p. : il.

ISBN 978-65-01-28923-6

1. Estatística. 2. Análise de dados. I. Título.

CDD – 001.4226

SUMÁRIO

Capítulo 1 – Licenciamento e Monitoramento Ambiental 9

Capítulo 2 – Tipos de empreendimentos mais comuns e seus principais impactos 18

Rodovias e ferrovias 18

Usinas hidrelétricas 20

Usinas eólicas 23

Usinas solares.....24

Mineração (minérios e petróleo).....25

Agropecuária 26

Silvicultura.....27

Exploração madeireira e corte seletivo 28

Capítulo 3 – Organizando o projeto amostral – levantamentos e monitoramentos.....30

A ciência nos estudos ambientais.....30

Considerações sobre o delineamento amostral 33

Frequência e tempo de amostragem 34

Área amostrais 35

Capítulo 4 – Uso de indicadores biológicos 39

Capítulo 5 – Análise descritiva dos dados.....46

Distribuição de riqueza de espécies e variações temporais 46

Distribuição de abundância das espécies 48
Frequência de ocorrência e constância 50
Gráficos 52
Gráfico de barras e de setores 52
Histogramas 54
Gráfico de dispersão e de linha 55
Bar chart / Box plot 57
Tipos de dados 60
Média, mediana, moda, desvio padrão e erro padrão 62
Capítulo 6 – Descritores ecológicos e estimadores de espécies 65
Curvas de suficiência amostral 65
Sample based rarefaction 65
Individual based rarefaction 66
Índices de diversidade 68
Estimadores de riqueza de espécies 70
Diversidade filogenética / distinção taxonômica 71
Comparações de diversidade 72
Capítulo 7 – Análise de funcionalidade ecológica 76
Habitat preferencial 76
Estrutura trófica 77
Categorias reprodutivas 78
Hábitos de vida 78

Capítulo 8 – Testes estatísticos básicos para estudos de fauna 80
Valor de *p* 80
Distribuição de dados 82
Testes para duas amostras 85
Teste t 85
Teste F 86
Teste U de Mann-Whitney (Wilcoxon) 86
Teste de Kolmogorov-Smirnov 86
Testes para duas amostras pareadas 88
Testes para diversas amostras 89
One-way ANOVA 89
Teste de Kruskal-Wallis 92
Correlação 93
Regressão linear 93
Capítulo 9 – Análise multivariada para estudos de fauna 98
Análise de Componentes Principais (PCA) 98
Análise de Coordenadas Principais (PCoA) 101
Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) 103
Análise de Correspondência 105
Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) 106
Análise de Correspondência Canônica (CCA) 107
Índices de similaridade 110

Análise de agrupamento (*cluster analysis*) 114
Neighbour joining 117
Partição da dissimilaridade 118
ANOSIM (One-Way Analysis of Similarity) 121
PERMANOVA (One-Way Permutational MANOVA) 122
PERMDISP (Test for multivariate dispersion) 123
ANOSIM + PERMANOVA + PERMDISP 124
SIMPER (Similarity Percentage) 125
Análise de espécies indicadoras (IndVal) 127
Species Packing (Gaussian) 130
Funcionalidade ecológica + análise de agrupamento 131
Capítulo 10 – Avaliação de impactos ambientais e a incerteza nos estudos de fauna 134
Impactos ambientais 134
Avaliação da fauna 136
Caracterização dos impactos ambientais 138
Imprevisibilidade e incerteza dos impactos ambientais 142
Capítulo 11 – Aplicação prática da análise dados de fauna para licenciamento e monitoramento ambiental 144
Gráficos 146
Suficiência amostral 149
Índices de diversidade 152
Testes básicos de estatística 158
Análise multivariada 164

Estimadores de riqueza de espécies.....195
Capítulo 12 – Considerações finais.....202

APRESENTAÇÃO

Os estudos envolvendo a fauna são de grande relevância para os processos de licenciamento e monitoramento ambiental. No entanto, devido à formação de diversos cursos de graduação para os profissionais da área ambiental, tais estudos frequentemente se restringem a listas de espécies. Com o intuito de criar uma fonte que possibilite aprimorar esses estudos, escrevi este livro, trazendo reflexões e considerações sobre os estudos de licenciamento e monitoramento de fauna e sobre a ciência que os embasa.

O objetivo é apresentar as melhores análises a serem realizadas em estudos de licenciamento e monitoramento ambiental, baseadas na experiência adquirida ao longo de mais de 10 anos em estudos ambientais relacionados à fauna. O livro também descreve procedimentos práticos sobre como utilizar os programas Past e EstimateS para realizar essas análises e melhorar a qualidade da análise dos dados. Esses programas são de fácil e intuitivo uso, permitindo realizar as análises de forma rápida, como muitas vezes exigido por cronogramas apertados, em contraste com programas mais complexos, como o R, que demandam maior tempo de aprendizado e uso.

Capítulo 1 – Licenciamento e Monitoramento Ambiental

No planeta, há poucas áreas que ainda estão intocadas, sem a presença humana ou que não tenham sofrido algum tipo de impacto ambiental. Dessa situação surge a necessidade de que as atividades que causarão alterações no meio ambiente passem por um processo de licenciamento ambiental, ou seja, um processo no qual são realizados amplos estudos sobre os diferentes aspectos do meio ambiente, envolvendo as áreas que serão afetadas por tais atividades.

Essa etapa inicial é geralmente fundamentada por meio de estudos de impactos ambientais (EIA), estudos ambientais simplificados (EAS) ou relatórios ambientais simplificados (RAS), dependendo da esfera de licenciamento — municipal, estadual ou federal. Tais estudos buscam descrever e analisar as condições ambientais antes da instalação de um empreendimento que possa gerar impactos ambientais, para, com base nos dados obtidos, tentar traçar um ou mais cenários futuros sobre os impactos e alterações ambientais que poderão ocorrer com a instalação ou construção do empreendimento.

O processo de licenciamento ambiental não se resume à etapa prévia. Igualmente importantes são as etapas subsequentes, que incluem os monitoramentos ambientais, com destaque para os monitoramentos de fauna. Isso não significa que outros, como os monitoramentos de qualidade da água em empreendimentos hidrelétricos ou os monitoramentos de processos erosivos, sejam menos relevantes. Esses monitoramentos ocorrem ao longo das fases de instalação e operação dos empreendimentos e são utilizados para compreender como a instalação e operação impactam o ambiente. Além disso, permitem a proposição de

ações de mitigação desses impactos antes que eles se agravem.

Os estudos de fauna, tanto os levantamentos realizados no licenciamento prévio quanto os monitoramentos, fornecem um retrato do estado de conservação ambiental de uma área, ajudando a identificar regiões mais ou menos suscetíveis ao impacto de um empreendimento. Ao longo do tempo, esses estudos também permitem compreender como as comunidades faunísticas estão se modificando diante dos cenários de alterações ambientais gerados.

Algumas das informações básicas de fauna abordadas em um estudo prévio de licenciamento ambiental incluem as espécies presentes em uma área ou região a ser impactada, como elas se distribuem nas áreas amostrais e como variam sazonalmente.

No Brasil, os estudos com fauna não são realizados porque os empreendedores consideram isso interessante ou esteticamente agradável, mas porque são exigências legais estabelecidas desde a década de 1980 e que foram sendo aperfeiçoadas ao longo do tempo.

Além disso, cada estado brasileiro apresenta peculiaridades específicas em suas regulamentações. Nesse contexto, o primeiro passo para o consultor ao realizar um estudo é pesquisar as legislações aplicáveis, como decretos, portarias e instruções normativas que o estudo deverá atender, a fim de identificar os requisitos mínimos a serem seguidos.

A estruturação dos estudos de impactos ambientais no Brasil é fundamentada principalmente pela Resolução Conama nº 01/86, que estabelece as diretrizes gerais para o EIA. Contudo, a maioria desses estudos, além de atender à referida resolução, também precisa observar diversas legislações estaduais, considerando que muitos estudos são realizados no âmbito do licenciamento estadual.

Dessa forma, em cada estado, o consultor deve cumprir diferentes legislações e requisitos em seus estudos de fauna, além de se adaptar a diferentes tipos de estudos, que nem sempre são EIAs. Podem incluir, por exemplo, EAS ou RAS, variando conforme os níveis de impacto do empreendimento, como no caso das hidrelétricas, cujos requisitos podem ser baseados, por exemplo, na potência da instalação.

É importante ressaltar que esses estudos não são realizados apenas de forma prévia à instalação do empreendimento. Há todo um processo de monitoramento ambiental que ocorre durante as fases de instalação e operação, com o objetivo de acompanhar as alterações que estão ocorrendo no ambiente. No caso específico da fauna local, busca-se propor ações necessárias para evitar ou reduzir esses impactos, visando manter as condições ambientais iniciais ou, em alguns casos, até mesmo melhorá-las.

Um exemplo pode ser observado em Santa Catarina, na IN 44 IMA-SC. Para estudos ambientais de hidrelétricas, verifica-se uma preocupação não apenas com a identificação da fauna, mas também com a indicação da presença de espécies de interesse conservacionista, possíveis interações com a flora e, no âmbito aquático, eventuais rotas migratórias. Essas podem ser logicamente impactadas por esse tipo de empreendimento, exceto, é claro, nos casos em que já existam barreiras naturais, o que reduz os níveis de impacto. Veja o extrato abaixo.

4.11 Caracterizar a fauna terrestre local e sua interação com a flora, contemplando:

- **a.** Relação das espécies animais (nomes populares e científicos) habitualmente encontradas na região do empreendimento, indicando a ocorrência de espécies endêmicas, raras ou ameaçadas de extinção;
- **b.** Localização das áreas de ocorrência das mesmas e aspectos ecológicos;
- **c.** Metodologia de análise utilizada na coleta de dados;
- **d.** Bibliografia consultada.

4.12 Caracterizar a fauna aquática da sub-bacia hidrográfica, contemplando:

- **a.** Relação das espécies (nomes populares e científicos), indicando a ocorrência de espécies reofílicas, endêmicas, raras ou ameaçadas de extinção, ou de importância comercial;
- **b.** Identificar as rotas migratórias, se houverem, e a existência de barreiras naturais à migração;
- **c.** Metodologia de análise utilizada na coleta de dados;
- **d.** Bibliografia consultada.

Quando se propõe um estudo ambiental, não basta simplesmente realizá-lo. A metodologia a ser utilizada precisa ser previamente aprovada pelo órgão ambiental, que estabelece requisitos mínimos para isso. Esse procedimento é formalizado por meio de um termo de referência protocolado no órgão responsável pelo licenciamento ambiental.

Veja o exemplo a seguir, extraído da IN 62 IMA-SC, no qual podemos observar que existem exigências quanto às análises estatísticas, ou seja, à análise dos dados, ao tamanho das amostras e à descrição das metodologias. O objetivo é garantir que os estudos sejam fundamentados por uma análise de dados mais robusta, que não se limite a meras compilações de listas de espécies.

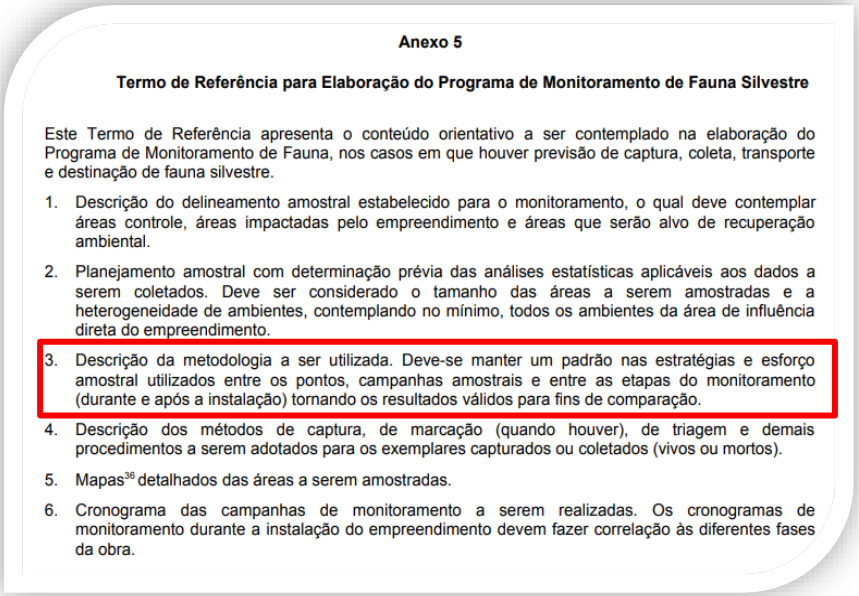
Anexo 3

Termo de Referência para Elaboração do Programa de Levantamento de Fauna Silvestre

Este Termo de Referência apresenta o conteúdo orientativo a ser contemplado na elaboração do Programa de Levantamento de Fauna, nos casos em que houver previsão de captura, coleta, transporte e destinação de fauna silvestre.

1. Mapas[4] topográficos que contemplem a área total de abrangência do estudo e apresentem claramente a localização das estruturas do empreendimento e a localização e o tamanho da(s) área(s) de amostragem.
2. Caracterização ambiental da área de estudo – descrever os ambientes (terrestres e aquáticos) e apresentar mapas[14] de uso e ocupação do solo, indicando as fitofisionomias e estágios sucessionais presentes.
3. Lista de espécies da fauna descritas para a localidade ou região (dados secundários), com indicação do status de ameaça pela Resolução CONSEMA nº 02/11, Portarias MMA nº 444/14 e 445/14; indicação de espécies raras, com distribuição restrita ou recém-descritas, espécies exóticas e exóticas invasoras (conforme Resolução CONSEMA 08/12). Na ausência desses dados para a área de estudo, deverão ser consideradas as espécies descritas para a bacia hidrográfica ou macrorregião.
4. Indicação em mapa[4] da área de supressão prevista para a implantação do empreendimento (se houver).
5. Planejamento amostral com determinação prévia das análises estatísticas aplicáveis aos dados a serem coletados. Deve ser considerado o tamanho da área amostrada e a heterogeneidade de ambientes.
6. Descrição da metodologia de captura/coleta de dados por grupo taxonômico, incluindo material utilizado e esforço amostral para cada método. Devem ser utilizados métodos de amostragem qualitativos e quantitativos.
7. Descrição da metodologia de marcação dos animais (quando houver) e demais procedimentos adotados para os exemplares capturados ou coletados (vivos ou mortos).
8. Cronograma de execução do Programa de Levantamento de Fauna Silvestre.

Ainda no exemplo de Santa Catarina, observa-se uma preocupação, ao longo do monitoramento durante e após a instalação, com a padronização das metodologias a serem adotadas. Isso é crucial para a validade dos dados e para o entendimento pelos órgãos licenciadores, considerando que alterações nas metodologias e até mesmo na equipe de pesquisa podem influenciar os resultados obtidos e prejudicar a detecção ou mitigação de impactos ambientais que possam estar ocorrendo sobre a fauna.



Anexo 5

Termo de Referência para Elaboração do Programa de Monitoramento de Fauna Silvestre

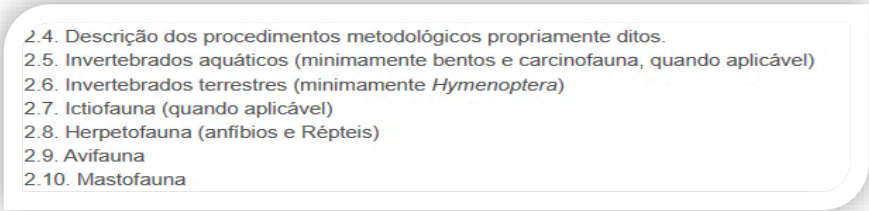
Este Termo de Referência apresenta o conteúdo orientativo a ser contemplado na elaboração do Programa de Monitoramento de Fauna, nos casos em que houver previsão de captura, coleta, transporte e destinação de fauna silvestre.

1. Descrição do delineamento amostral estabelecido para o monitoramento, o qual deve contemplar áreas controle, áreas impactadas pelo empreendimento e áreas que serão alvo de recuperação ambiental.
2. Planejamento amostral com determinação prévia das análises estatísticas aplicáveis aos dados a serem coletados. Deve ser considerado o tamanho das áreas a serem amostradas e a heterogeneidade de ambientes, contemplando no mínimo, todos os ambientes da área de influência direta do empreendimento.
3. Descrição da metodologia a ser utilizada. Deve-se manter um padrão nas estratégias e esforço amostral utilizados entre os pontos, campanhas amostrais e entre as etapas do monitoramento (durante e após a instalação) tornando os resultados válidos para fins de comparação.
4. Descrição dos métodos de captura, de marcação (quando houver), de triagem e demais procedimentos a serem adotados para os exemplares capturados ou coletados (vivos ou mortos).
5. Mapas[36] detalhados das áreas a serem amostradas.
6. Cronograma das campanhas de monitoramento a serem realizadas. Os cronogramas de monitoramento durante a instalação do empreendimento devem fazer correlação às diferentes fases da obra.

Outro ponto interessante é, por exemplo, a legislação de alguns estados, como o Paraná, que, em sua Portaria 097/2012 IAT-PR, além de exigir a amostragem de grupos tradicionais de fauna — avifauna, mastofauna, herpetofauna e ictiofauna —, inclui também a exigência de alguns grupos de invertebrados. Esses podem complementar o entendimento dos impactos ambientais relacionados à instalação do empreendimento.

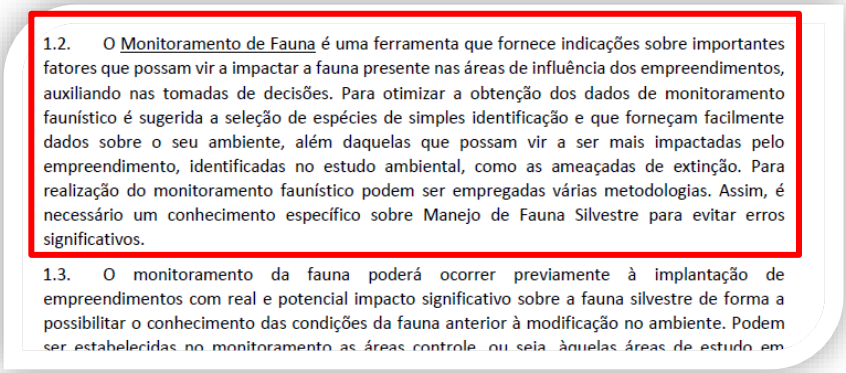
Entretanto, essa exigência contraria algumas literaturas sobre avaliações de impactos ambientais, que recomendam o uso de grupos focais de fácil amostragem e identificação. Exigir a identificação de todos os diversos grupos de Hymenoptera, por exemplo, pode não contribuir significativamente para esses estudos, uma vez que cada família desse grupo requer a contratação de especialistas específicos para sua correta identificação — um para formigas, outro para abelhas, entre outros. Isso se deve à complexidade de identificação das mais de 90 famílias existentes em Hymenoptera, um domínio que nenhum profissional isolado consegue dominar plenamente.

Dessa forma, essa exigência acaba servindo apenas como cumprimento protocolar e pode não trazer contribuições relevantes para o entendimento das alterações ambientais sobre a fauna.


2.4. Descrição dos procedimentos metodológicos propriamente ditos.
2.5. Invertebrados aquáticos (minimamente bentos e carcinofauna, quando aplicável)
2.6. Invertebrados terrestres (minimamente *Hymenoptera*)
2.7. Ictiofauna (quando aplicável)
2.8. Herpetofauna (anfíbios e Répteis)
2.9. Avifauna
2.10. Mastofauna

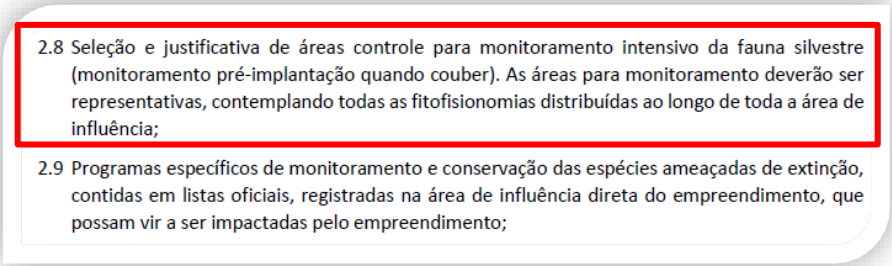
Esse cuidado de não complicar os processos de estudos de fauna, exigindo trabalhos com grupos de difícil identificação, é considerado, por exemplo, no TR (Termo de Referência) do órgão ambiental do Espírito Santo, que exige que os estudos sejam focados em grupos de espécies de fácil identificação, conforme os extratos abaixo.

No entanto, isso levanta a questão do monitoramento de áreas de controle, o que pode gerar outras complicações, que serão discutidas mais adiante, em relação às questões de áreas amostrais.



1.2. O Monitoramento de Fauna é uma ferramenta que fornece indicações sobre importantes fatores que possam vir a impactar a fauna presente nas áreas de influência dos empreendimentos, auxiliando nas tomadas de decisões. Para otimizar a obtenção dos dados de monitoramento faunístico é sugerida a seleção de espécies de simples identificação e que forneçam facilmente dados sobre o seu ambiente, além daquelas que possam vir a ser mais impactadas pelo empreendimento, identificadas no estudo ambiental, como as ameaçadas de extinção. Para realização do monitoramento faunístico podem ser empregadas várias metodologias. Assim, é necessário um conhecimento específico sobre Manejo de Fauna Silvestre para evitar erros significativos.

1.3. O monitoramento da fauna poderá ocorrer previamente à implantação de empreendimentos com real e potencial impacto significativo sobre a fauna silvestre de forma a possibilitar o conhecimento das condições da fauna anterior à modificação no ambiente. Podem ser estabelecidas no monitoramento as áreas controle, ou seja, àquelas áreas de estudo em



2.8 Seleção e justificativa de áreas controle para monitoramento intensivo da fauna silvestre (monitoramento pré-implantação quando couber). As áreas para monitoramento deverão ser representativas, contemplando todas as fitofisionomias distribuídas ao longo de toda a área de influência;

2.9 Programas específicos de monitoramento e conservação das espécies ameaçadas de extinção, contidas em listas oficiais, registradas na área de influência direta do empreendimento, que possam vir a ser impactadas pelo empreendimento;

A legislação ambiental brasileira desempenha um papel fundamental nos processos de avaliação de impactos ambientais, especialmente na proteção e conservação da fauna. Ao estabelecer estruturas legais que exigem considerações sobre a biodiversidade, a lei garante que os projetos de desenvolvimento levem em conta os possíveis impactos sobre a fauna local, evitando a degradação do habitat e a perda de espécies. As exigências estabelecidas pela legislação brasileira, como a necessidade de um licenciamento ambiental completo e a integração de dados básicos sobre a fauna, promovem uma compreensão mais abrangente dos ecossistemas. Essas regulamentações incentivam práticas de desenvolvimento sustentável, permitindo decisões mais bem informadas que atenuam os efeitos adversos sobre a biodiversidade. Assim, a legislação ambiental brasileira é essencial para equilibrar o desenvolvimento com a preservação dos ecossistemas naturais, salvaguardando a fauna rica e diversificada do país para as gerações futuras.

Capítulo 2 – Tipos de empreendimentos mais comuns e seus principais impactos

Após essa introdução aos aspectos legais relacionados aos estudos de fauna, analisaremos os empreendimentos mais comuns no processo de licenciamento e monitoramento ambiental, apresentando alguns de seus principais impactos sobre a fauna e possíveis medidas mitigadoras.

Os diferentes tipos de empreendimentos construídos pelos seres humanos geram uma variedade de impactos. Este capítulo não tem como objetivo elaborar uma lista exaustiva de todos os impactos que cada empreendimento pode causar, mas sim trazer pontos de reflexão sobre esses efeitos.

É importante lembrar que, atualmente, é difícil manter ou encontrar um ambiente pristino, sem qualquer interferência humana. Diante das condições de expansão do capital, muitas vezes não é possível escolher entre gerar ou não um determinado impacto, mas sim buscar formas de mitigar seus efeitos. Isso é ainda mais relevante considerando que muitos empreendimentos podem ser de cunho estratégico, e alguns até possuem implicações geopolíticas.

Rodovias e ferrovias

As rodovias são, talvez, os maiores matadouros de nossa fauna nativa. Com a ampla malha rodoviária que o Brasil possui, poucas adaptações têm sido feitas para reduzir os impactos causados sobre a fauna. Milhares de animais são mortos todos os dias por atropelamento, e não sabemos ao certo quais são os efeitos desse impacto na manutenção das populações de diferentes espécies, desde pequenos anfíbios até grandes mamíferos. Há alguns anos, era comum que alguns políticos alegassem a criação de leis para o controle

populacional de fauna nativa como justificativa para defender a caça, mas, devido à mortalidade gerada pelas estradas, esse impacto já é suficiente para reduzir a população da maioria das espécies da fauna (Favretto, 2022; Batista et al., 2022).

A fauna não é afetada apenas pelo atropelamento direto. Embora muitos animais morram instantaneamente, outros ficam lesionados, agonizando à beira da estrada até a morte ou permanecem com fraturas que podem prejudicá-los pelo resto da vida. Além disso, as estradas contribuem para a fragmentação do habitat, criando barreiras que dificultam a movimentação da fauna e, ainda, podem impedir o deslocamento de espécies mais sensíveis a alterações ambientais. Em áreas com espécies altamente dependentes de ambientes florestais, como ocorre nas rodovias, essas barreiras podem impedir a dispersão e outras movimentações da fauna entre diferentes áreas (Gonçalves et al., 2023).

Esses empreendimentos causam grandes impactos à fauna, frequentemente ignorados, como as rodovias e ferrovias, que não apenas fragmentam habitats, criando barreiras para a movimentação da fauna, mas também podem levar muitos indivíduos à morte. Por exemplo, na região amazônica, muitas espécies enfrentam dificuldades para cruzar rodovias devido às clareiras geradas por elas. Rodovias com 70 metros de largura já impedem ou dificultam a movimentação de muitas espécies. Quando consideramos rodovias com múltiplas pistas e alta movimentação, temos um efeito de mortalidade de milhares de animais todos os dias, o que resulta em um verdadeiro massacre da fauna, frequentemente invisível aos olhos de muitos.

Os processos de mitigação para esses impactos geralmente envolvem a construção de passagens de fauna, como pontes com vegetação sobre pontos estratégicos das rodovias. Para isso, são necessários estudos prévios para identificar os locais mais utilizados pela fauna, além da construção de túneis sob as rodovias, a fim de facilitar o

deslocamento dos animais. Para animais arborícolas, como os símios, também é possível a instalação de pontes suspensas conectando as copas das árvores entre os dois lados da rodovia, permitindo a passagem desses animais.

As ferrovias também geram impactos ambientais, dependendo da sua largura, podendo contribuir para a fragmentação do habitat das espécies. Além disso, animais de pequeno porte, como anfíbios e répteis, podem ficar presos em estruturas da ferrovia ou ter dificuldades para cruzar os trilhos. Nessas situações, soluções simples, como a implementação de estruturas que permitam a passagem da fauna por baixo dos trilhos, podem ser eficazes, sem comprometer a estabilidade da ferrovia e diminuindo as chances de morte de animais nesses locais.

Usinas hidrelétricas

Os impactos de hidrelétricas estão principalmente relacionados ao seu porte e às estruturas presentes. Hidrelétricas de grande porte são as mais conhecidas, principalmente pelos impactos que causam, como o deslocamento de grandes quantidades de pessoas de seus locais de vida, a inundação de amplas áreas, a alteração do fluxo hídrico, as emissões de carbono devido à decomposição de matéria em seus lagos e todos os processos de sedimentação hídrica.

Quanto à fauna, as hidrelétricas geram barreiras intransponíveis para a ictiofauna e causam a redução do habitat para a fauna terrestre, além da fragmentação desses habitats. Durante o enchimento do lago, na falta de um adequado processo de resgate e realocação, muitas espécies podem morrer afogadas.

Os principais impactos das usinas hidrelétricas se referem a alterações no ambiente aquático, especialmente quando são de grande porte e alagam vastas áreas. Além

disso, quando planejadas e instaladas em áreas de grande interesse conservacionista, como na região amazônica, esses impactos se tornam ainda mais significativos. Para a fauna, os efeitos ocorrem principalmente pela perda de habitat devido ao alagamento de suas áreas de vida. Esse processo gera o deslocamento de populações animais para áreas adjacentes, alterando suas dinâmicas populacionais e, em alguns casos, gerando um incremento populacional nesses locais.

Os impactos podem ocorrer durante a instalação, dependendo de um processo adequado de resgate de fauna nas fases de alagamento para evitar mortes por afogamento de espécies. Esse cuidado também deve ser mantido durante o funcionamento do empreendimento, caso existam canais de aproximação ou estruturas semelhantes para condução da água até as turbinas. Quando esses canais não são devidamente protegidos (sem cercas), podem resultar em quedas e afogamentos de animais.

Animais de hábitos aquáticos, como lontras e cágados, são os mais afetados pelas hidrelétricas, após a ictiofauna (peixes), pois, além de sofrerem com o deslocamento populacional (e.g., Quadros, 2012), é necessário garantir que esses animais não tenham acesso aos canais que conduzem a água para as turbinas, evitando afogamentos ou outras formas de lesões. Quanto aos cágados, esses também podem sofrer danos ao subirem no barramento e caírem ao tentar cruzar a barreira criada no rio (Favretto, 2024).

Contudo, nem todos os empreendimentos causam esses impactos. A maioria das hidrelétricas possui porte reduzido e muitos podem até ser instalados em áreas já degradadas, sem matas ciliares preservadas, por exemplo, e longe de populações humanas, com áreas alagadas reduzidas.

Barragens de pequena altura podem permitir a passagem de fauna entre áreas a montante e a jusante, embora ainda possam ocorrer impactos sobre a ictiofauna.

Em muitos casos, dada a localização do empreendimento, não há impactos significativos sobre a fauna terrestre, especialmente em áreas já degradadas.

Por isso, em alguns casos, a instalação de empreendimentos pode até beneficiar a fauna terrestre, já que, com sua instalação, os órgãos ambientais frequentemente criam exigências, como a manutenção de APPs (áreas de preservação permanente), controle de processos erosivos, monitoramento da qualidade da água, entre outros, o que pode melhorar as condições ambientais para a sobrevivência da fauna local.

Em empreendimentos de pequeno porte, no entanto, deve-se ter cautela quanto à estrutura geral do empreendimento, especialmente aqueles que possuem um TVR (trecho de vazão reduzida). Nesses locais, há uma redução do fluxo de água, que só se retoma após a casa de força. Isso pode causar problemas significativos na alteração do fluxo hídrico nesses trechos.

Também é necessário ter cuidado com certas estruturas presentes no empreendimento, como os canais de adução de água para as turbinas, que podem ser responsáveis por acidentes envolvendo quedas de animais nesses locais e morte por afogamento. No caso de usinas de grande porte, há o risco de animais caírem da barragem, como ocorre com cágados, que podem morrer ou ser lesionados durante esses acidentes.

As medidas de mitigação dos impactos de hidrelétricas sobre a fauna ainda geram polêmica, pois, no caso da ictiofauna, a melhor proposta continua sendo o uso de escadas ou passadores conectando áreas do lago a áreas a jusante, ou entre áreas a montante e a jusante.

As discussões giram em torno de como essas estruturas devem ser implementadas, com alguns autores argumentando que elas podem prejudicar a ictiofauna, enquanto outros dados sugerem que podem beneficiar

algumas espécies. O fato é que, muitas vezes, a inércia pode ser a pior escolha.

Afinal, não são apenas os peixes que habitam os rios. Espécies como lontras, cágados e macroinvertebrados podem se beneficiar dessas estruturas, mas o que realmente é necessário é o aperfeiçoamento delas.

Para a fauna terrestre, a manutenção das matas ciliares é essencial para permitir a circulação dos animais e também para circundar a área do barramento e outras estruturas, funcionando como corredores ecológicos e áreas de vida para muitas espécies.

No entanto, já existem propostas mais arrojadas para modificar a estrutura dos barramentos, de modo a garantir um melhor fluxo de água entre as áreas a montante e a jusante, e tentar assegurar uma movimentação mais eficiente da fauna aquática ao longo do rio.

Usinas eólicas

A energia eólica, apesar de seu potencial renovável, também não é isenta de impactos ambientais. Se as hidrelétricas afetam principalmente a fauna aquática, as usinas eólicas impactam a fauna voadora. Espécies de aves podem ser atingidas pelas hélices dos geradores durante o voo, algumas vezes sendo conduzidas pelas correntes de ar, e outras, por não identificarem o impacto potencial.

No caso dos morcegos, além de poderem ser atingidos pelas hélices, também podem sofrer danos aos pulmões devido às alterações de pressão do ar causadas pelo movimento das lâminas, o que pode levar à morte.

Outro impacto está relacionado à poluição visual e ao ruído gerado pelos geradores eólicos, o que tem afetado comunidades no Nordeste brasileiro, que ficaram próximas dessas usinas.

Esses ruídos e a sombra em movimento criada pelas lâminas dos geradores também fazem com que espécies de fauna terrestre, como pumas, por exemplo, evitem adentrar nas áreas das usinas.

A mitigação dos impactos de usinas eólicas sobre a fauna voadora é realizada principalmente por meio de sinalização, com dispositivos visuais e sonoros que afastam as aves desses locais. Isso demanda a instalação de detectores de presença de aves para acionar esses sinais.

Usinas solares

Os impactos das usinas solares são sentidos mais de forma indireta, a depender da área de instalação pode haver perda de *habitat* de áreas abertas, que também podem ser ecossistemas específicos para certas espécies. Pode haver o uso de águas para limpeza dos painéis e assim melhorar sua produtividade de energia.

Também há a questão dos minerais usados na produção dos painéis, gerando impactos indiretos por meio da mineração e também a falta de processos adequados de reciclagem após o término do tempo de vida útil dos painéis, porque eles não funcionam eternamente.

As usinas de energia solar, embora benéficas para a redução das emissões de gases de efeito estufa, podem ter impactos ambientais notáveis sobre a fauna. A instalação de grandes fazendas solares pode exigir um desmatamento significativo, o que leva à perda, à fragmentação e à alteração do *habitat* de muitas espécies, principalmente em áreas ecologicamente sensíveis ou de biodiversidade. A fauna pode ser deslocada ou exposta a maior predação devido a essas mudanças de *habitat*. Além disso, os painéis solares podem causar o hipotético “efeito lago”, em que as superfícies reflexivas imitam corpos-d'água, atraindo pássaros aquáticos que podem colidir com os painéis, causando ferimentos ou

morte. Para atenuar esses impactos, é essencial um planejamento cuidadoso para selecionar locais de baixo impacto, incorporar corredores ecológicos e empregar projetos inovadores de painéis para reduzir a probabilidade de danos à fauna.

Mineração (minérios e petróleo)

Os impactos das diferentes formas de mineração, tanto de minérios quanto de petróleo, ocorrem por alterações locais no habitat da fauna, ou seja, pela modificação das áreas de extração, especialmente em minas a céu aberto. Além disso, podem ocorrer impactos posteriores à exploração, devido ao armazenamento inadequado de resíduos, que pode continuar a gerar a dispersão de contaminantes por muitos anos. Outro impacto relevante é a ocorrência de acidentes que resultam em destruições ambientais de grande escala, como observado diversas vezes no Brasil, tanto devido a resíduos de minérios quanto a vazamentos de petróleo.

As atividades de mineração têm impactos ambientais substanciais sobre a fauna, perturbando os ecossistemas e ameaçando a biodiversidade. O processo de extração de minerais geralmente envolve o desmatamento em larga escala, o que leva à perda e à fragmentação do *habitat*, deslocando diretamente as espécies e alterando seus *habitat* naturais. O uso de maquinário pesado, a detonação e o aumento da presença humana podem causar ruídos e vibrações, que perturbam os animais e os afastam de áreas críticas de reprodução ou alimentação. A contaminação da água pelo escoamento da mineração - carregada de metais pesados, produtos químicos e sedimentos - pode se infiltrar em rios e lagos próximos, afetando a vida aquática e os animais que dependem dessas fontes de água. Além disso, a exposição a substâncias tóxicas no solo e na água pode ter

efeitos de longo prazo sobre a saúde e o sucesso reprodutivo dos animais. A erosão do solo e a degradação da paisagem contribuem ainda mais para a alteração do habitat, reduzindo a disponibilidade de alimentos e abrigo. A mitigação desses impactos exige regulamentações ambientais rigorosas, seleção cuidadosa do local, práticas sustentáveis e esforços de reabilitação para restaurar os ecossistemas após a mineração.

Agropecuária

Os impactos da agropecuária sobre a fauna originam-se principalmente do desmatamento de áreas de vegetação nativa para a implantação de pastagens ou monoculturas. Isso resulta na eliminação de áreas usadas pela fauna nativa e na formação de fragmentos isolados, que ficam sujeitos a diferentes efeitos da degradação ambiental, como os efeitos de borda.

Esses impactos não se limitam apenas ao desmatamento. A aplicação de agrotóxicos também é uma fonte importante de efeitos adversos, afetando a fauna que circula nas áreas de cultivo após a aplicação dos produtos e também impactando áreas adjacentes devido à dispersão dos agrotóxicos, tanto por via aérea quanto por via hídrica.

A pecuária e a agricultura exercem pressões ambientais significativas sobre a fauna, principalmente por meio da conversão do *habitat*, da poluição e da interrupção do ecossistema. Para acomodar plantações e pastagens, muitas vezes são desmatadas vastas áreas de *habitat* natural, o que leva à perda e à fragmentação de ecossistemas essenciais para inúmeras espécies. O uso intenso de pesticidas, herbicidas e fertilizantes na agricultura pode contaminar o solo e os corpos-d'água, representando ameaças à fauna ao interromper as cadeias alimentares e causar a bioacumulação de substâncias nocivas. A criação de

gado, principalmente em operações intensivas, gera grandes quantidades de resíduos, contribuindo para a poluição da água que degrada os *habitat* aquáticos. Além disso, as emissões de metano provenientes da pecuária contribuem para a mudança climática, que afeta indiretamente a vida selvagem, alterando os *habitat* e afetando os padrões de migração, reprodução e alimentação. Para lidar com esses impactos, são necessárias práticas agrícolas sustentáveis, como a rotação de culturas, a agricultura orgânica, o manejo integrado de pragas e técnicas de pastoreio que favoreçam a conservação, para reduzir a pegada ecológica e ajudar a preservar a biodiversidade.

Silvicultura

Quando falamos em silvicultura, estamos nos referindo à criação de monoculturas arbóreas, o que intensifica o processo de homogeneização da fauna. Ou seja, apenas algumas espécies mais generalistas conseguem utilizar esses locais, resultando na redução da diversidade devido à baixa oferta de recursos. Isso afeta indiretamente a fauna por meio de alterações nos processos hidrológicos, na qualidade da água e na fertilidade do solo.

Algumas pessoas chamam as monoculturas de silvicultura de 'desertos verdes'. No entanto, é importante ter em mente que são florestas plantadas com o objetivo de serem cortadas. Nesse contexto, talvez não seja tão negativo não haver tanta diversidade nesses locais, pois, a cada ciclo de corte da madeira, toda essa biodiversidade seria fortemente impactada, deslocada ou afastada. Isso geraria impactos ainda mais graves do que os mencionados devido à monocultura arbórea.

Exploração madeireira e corte seletivo

Os impactos do corte seletivo de árvores em áreas florestais afetam a estrutura e composição dessas áreas, dependendo da intensidade da exploração, do número de árvores removidas e do tempo de rotação da exploração (Gardner, 2010). Dessa forma, o corte seletivo de árvores de maior idade pode afetar, por exemplo, espécies de aves que dependem desses locais para forrageio e nidificação, como aves escaladoras de tronco ou que nidificam em ocos de árvores.

Embora não haja evidências de extinção de espécies devido ao corte seletivo, há dados que indicam a redução de diversas populações de animais em áreas afetadas por esse processo, principalmente de espécies arbóreas, com alguns locais apresentando declínios populacionais de até 30% (Gardner, 2010).

Além disso, não se tem certeza sobre a perda gênica associada a esse processo, que pode resultar na derrubada de árvores com genótipos que conferem maior porte. E, claro, quanto maior a intensificação do processo de exploração madeireira, mais significativos serão os efeitos sobre a fauna, tanto em termos de redução da riqueza quanto em alterações na biodiversidade, como a perda de espécies florestais especializadas e o aumento da presença de espécies generalistas.

Referências

Batista, G.; Rascon, N.; Rosa, C. 2022. Vertebrados atropelados na BR-163, entorno da Floresta Nacional do Tapajós, Pará: influência dos padrões espaciais e climáticos. Biodiversidade Brasileira 12(1): 200-219.

Gardner, T. 2010. Monitoring forest biodiversity: improving conservation through ecologically responsible managements. London: Earthscan.

Gonçalves, L.T.; Marques, D.; Dasoler, B.T. et al. (org). 2023. Ecologia de Transportes: desafios para conservação da fauna. Guarujá: FaunaNews. 254p.

Favretto, M.A. 2022. Vertebrate roadkill in Santa Catarina State's Plateau, Brazil. Biodiversidade Brasileira 12(2): 1-8.

Favretto, M.A. 2024. Ações para conservação do cágado-rajado (*Phrynops williamsi*) em Santa Catarina, Brasil. Acta Biológica Catarinense 11(1): 19-30.

Quadros, J. 2012. Uso de habitat e estimativa populacional de lontras antes e depois da formação do reservatório de Salto Caxias, rio Iguaçu, Paraná, Brasil. Neotropical Biology and Conservation 7(2): 97-107.

Capítulo 3 – Organizando o projeto amostral – levantamentos e monitoramentos

A organização do projeto amostral de fauna, tanto de levantamentos quanto de monitoramentos, é essencial para a boa condução do estudo ambiental. Quando realizamos um levantamento e, posteriormente, um monitoramento ambiental, o objetivo é analisar quais mudanças estão ocorrendo no ambiente amostral ou se efetivamente ocorrem mudanças.

Além disso, caso tenha ocorrido alguma mudança, precisamos verificar se ela foi significativa em termos de conservação. Para isso, é necessário tomar alguns cuidados na elaboração do estudo.

A ciência nos estudos ambientais

A maioria dos estudos ecológicos é baseada em testes de hipóteses, muitos dos quais se baseiam em estudos com grupos/áreas de controle. No entanto, nem sempre é possível, em monitoramentos, controlar todas as variáveis necessárias para realizar um estudo caso-controle adequado. Nesse sentido, os monitoramentos devem ser mais adequadamente vistos como estudos de coorte, nos quais se acompanha como o ambiente se altera ao longo do tempo e, com base nisso, tentam-se fazer inferências sobre as causas das alterações registradas.

Assim, é importante ter em mente que, na ausência de estudos experimentais com controles precisos de diferentes variáveis, sempre haverá uma margem de incerteza a ser aceita nos resultados obtidos.

No entanto, nem todos os campos científicos dependem de experimentação. A astronomia, por exemplo, baseia-se em observação e matemática, mas ainda assim pode alcançar alta precisão em seus resultados. Da mesma

forma, resultados experimentais podem ser interpretados de diferentes maneiras (Bunge, 1994). Ou seja, a comprovação de hipóteses científicas é empírica, envolvendo a experiência verificável, mas isso não significa que ela necessariamente será experimental (Bunge, 1994).

No âmbito ambiental, também é muito incerta a definição de áreas que possam servir como um grupo de controle, considerando que, em muitos ambientes, não existe um ambiente ideal que não tenha sofrido ou que não sofra nenhum tipo de impacto humano, para servir efetivamente como uma área de controle (Gardner, 2010).

Referente aos impactos gerados por um empreendimento, por exemplo, no caso de hidrelétricas, alguns consultores podem colocar uma área de controle afastada do empreendimento, mas longe de rios. Dessa forma, tal área já não funcionaria como área de controle de fato, pois as características ambientais não seriam necessariamente as mesmas. Espécies que não ocorrem em matas ciliares não seriam registradas, e as condições dos recursos florestais também não seriam as mesmas, como, por exemplo, a composição florística.

Nesse sentido, alguns autores argumentam que monitoramentos ambientais não podem ser confundidos com estudos de processos ecológicos (i.e., Tucker et al., 2005).

Devido a isso, essa idealização do padrão de estudo científico baseado em testes de hipóteses e refutabilidade de uma hipótese (falseabilidade ou falsificação popperiana) pode não condizer com o que efetivamente é realizado em diversos estudos ambientais. A aplicação da refutação de hipóteses é muito mais prática em termos de estudos experimentais, efetivamente com controle de variáveis. Quando trazemos essa realidade para estudos ambientais em campo, não se consegue obter uma aplicação dessa idealização popperiana.

Tais estudos podem ficar muito mais no campo descritivo ou ter uma abordagem ockhamiana, em que, o que

efetivamente é realizado não é o teste de hipóteses, e sim uma análise dos dados, buscando propor um modelo parcimonioso e o mais simples possível para explicar o que está sendo observado. No sentido proposto por Guilherme de Ockham, ao analisar uma situação, não se devem multiplicar as entidades explicativas além do necessário. Ou seja, a explicação que tem maior probabilidade de estar correta para uma dada observação é aquela de maior simplicidade (ou parcimoniosa também) e que demanda menor quantidade de volteios explicativos (McFadden, 2022).

Isso é o que é efetivamente realizado em estudos ambientais, e também em alguns estudos ecológicos, apesar da insistência em tentar aplicar a falseabilidade popperiana.

O método científico não é uma lista de receitas prontas para se obter respostas, mas sim um conjunto de procedimentos pelos quais se consideram as questões científicas e se colocam à prova as hipóteses por meio de sua verificação (Bunge, 1994). Existe um entendimento de que, em termos de monitoramento, o objetivo desses estudos não é necessariamente testar hipóteses, mas sim realizar verificações de conformidade ao longo do tempo ou monitorar as tendências de alterações temporais presentes em uma dada área amostral (Spellerberg, 2005).

Tais confusões, frequentemente cometidas por órgãos licenciadores, consultores ou contratantes, podem prejudicar a correta interpretação dos dados em monitoramentos ambientais. É importante considerar que isso não isenta tais estudos de sua verificabilidade; os resultados devem ser verificáveis. Ou seja, caso outra pessoa vá reanalisar seus dados ou realizar novas amostragens na mesma área, aplicando a mesma metodologia, é esperado que os mesmos padrões registrados sejam encontrados.

A ciência não pode ser baseada apenas no que parece habitual nem na intuição. Afinal, aquilo que é conveniente,

habitual ou intuitivo para uns pode não ser para outros (Bunge, 1994).

Considerações sobre o delineamento amostral

A coleta de dados deve ser realizada da forma mais gradual possível, para que seja possível entender se as alterações observadas são efetivamente causadas por impactos ambientais ou se têm origem em outros fatores, como, por exemplo, variações sazonais, processos temporais naturais ou, até mesmo, impactos decorrentes de atividades que não fazem parte do processo de licenciamento.

Por exemplo, as alterações em uma mata ciliar detectadas durante o processo de licenciamento de uma hidrelétrica em uma faixa de mata podem ser causadas pelo próprio empreendimento, mas também podem ser geradas pela rotação de culturas agrícolas nas proximidades, com circulação de maquinários e aplicação de agrotóxicos. Separar qual desses fatores gerou a alteração pode ser bastante difícil e complexo, especialmente considerando que nenhum ecossistema permanece imutável ao longo do tempo (Maurer & McGill, 2011).

Outra questão importante a ser considerada é que alterações podem ocorrer de forma cíclica ao longo de uma área, não apenas alterações sazonais com a presença e ausência de espécies migratórias, mas também na sua detectabilidade ou na sua dinâmica populacional. Para isso, ainda há uma falta de informações, devido à escassez de monitoramentos de longa duração. Assim, é importante considerar que a detectabilidade de certas espécies pode estar associada a características meteorológicas ou climáticas, como chuvas intensas ou períodos de estiagem, que podem variar de forma interanual e, assim, influenciar os registros de espécies. Estudos de longo prazo com comunidades ecológicas em geral mostram que a variabilidade temporal e

espacial é a regra, enquanto a estase é difícil de ser registrada. Dessa forma, essas considerações são importantes quando se quer verificar se alterações ambientais foram ocasionadas ou não pela instalação de um empreendimento.

Também é importante ter em mente que uma coisa é a comunidade expressada e outra é a comunidade potencial de uma dada área amostral. A comunidade expressada é tudo aquilo que foi registrado em um dado período amostral, enquanto a comunidade potencial é aquela que pode ser registrada ao longo de um período amostral mais extenso (Magurran, 2011). Por exemplo, em uma dada área, o número de espécies registrado anualmente pode permanecer constante — vamos supor, 40 espécies anuais em média — mas, ao longo de muitos anos amostrais, a riqueza cumulativa de espécies pode ter chegado a 100 espécies. Esta seria a comunidade potencial.

Frequência e tempo de amostragem

Os custos envolvidos nos levantamentos e monitoramentos também devem ser levados em conta. Nem sempre é possível realizar um estudo plenamente completo e perfeito, devido a limitações orçamentárias e de tempo disponível para sua confecção e finalização. No entanto, sempre que possível, deve haver uma frequência amostral suficiente para detectar mudanças que ocorram no ambiente e, mais importante ainda, para identificar essas alterações antes que se tornem irreversíveis. Nem sempre será necessária uma alta frequência, nem sempre será possível, mas, como mencionado, deve-se buscar uma melhor relação de custo-benefício para atingir os objetivos do monitoramento.

A frequência e a duração de um monitoramento também devem considerar a magnitude dos impactos a serem gerados e se as respostas dos organismos afetados

serão rápidas ou lentas. Por exemplo, ambientes muito dinâmicos, como dunas, podem responder rapidamente a alterações ambientais, enquanto ambientes florestais podem responder de forma mais lenta, dependendo, por exemplo, do tempo de vida de um animal que ocupa um território ou das árvores em uma área, que podem demorar a responder ao estresse gerado por uma alteração ambiental (Tucker et al., 2005). Além disso, os monitoramentos também devem ser flexíveis, para lidar com imprevistos que possam ocorrer.

É importante ressaltar que um dos principais objetivos de um monitoramento é poder fazer inferências sobre se estão ocorrendo alterações originadas por impactos ambientais em um empreendimento. No entanto, essa questão só pode começar a ser efetivamente respondida em muitas situações quando se tem, no mínimo, cinco a seis anos de monitoramento.

Área amostrais

Nem sempre é possível ou vantajoso realizar um levantamento ou monitoramento que abranja toda a área de um empreendimento. Assim, o estudo pode ser realizado em diferentes áreas ou unidades amostrais. Essas unidades podem ser divididas de forma a abranger locais distintos que possam sofrer diferentes impactos ou diferentes intensidades do mesmo impacto.

Elas podem ser dispostas para abranger as diferentes áreas afetadas pelo empreendimento, como a ADA – Área Diretamente Afetada, a AID – Área de Influência Direta e a AII – Área de Influência Indireta, com seus limites definidos de acordo com a extensão dos impactos. Também podem ser distribuídas em diferentes seções do empreendimento que produzem alterações distintas. Em hidrelétricas, por exemplo, pode ser interessante amostrar áreas a montante do lago

formado, a área inundada que originou o lago e a área a jusante do barramento.

Ou seja, nesse contexto, o planejamento requer um conhecimento prévio sobre as áreas que poderão ser afetadas pelo empreendimento. Dessa forma, por meio dessas amostras, será possível realizar inferências sobre as alterações que estão ocorrendo em todas as áreas do empreendimento. Assim, as amostras precisam ser organizadas de forma a serem efetivamente representativas das áreas que podem ser afetadas.

Nesse sentido, é importante considerar que, quanto maior a amostra, maior será a necessidade de tempo amostral. Portanto, é necessário buscar uma relação custo-benefício ao realizar uma amostragem realista, mas que esteja dentro dos parâmetros financeiros disponíveis para a sua execução (Tucker et al., 2005).

Nem sempre as amostragens realizadas serão independentes em termos de distribuição espacial, pois os mesmos animais podem circular entre diferentes áreas, principalmente em empreendimentos de pequeno porte. Dessa forma, os dados estarão sempre sujeitos a efeitos de autocorrelação espacial e temporal. São situações que podem ser inevitáveis em estudos de licenciamento ambiental, embora não sejam comumente apreciadas em estudos ecológicos.

É importante ressaltar que as amostragens devem ser realizadas de forma a abranger eventuais variações sazonais que possam ocorrer no local, assim como outros eventos cíclicos. Isso é especialmente importante para garantir a detectabilidade de certas espécies presentes apenas em períodos específicos do ano.

Atualmente, tem sido aumentada a exigência de que alguns empreendimentos também realizem uma análise dos possíveis impactos ao longo de uma ampla região amostral e não apenas nas proximidades. Por isso, alguns órgãos de

licenciamento e fiscalização estadual têm solicitado que, previamente à realização de estudos ambientais, sejam realizadas, por exemplo, avaliações ambientais integradas ou avaliações integradas de bacias hidrográficas, no caso de hidrelétricas, para verificar os possíveis impactos de todos os empreendimentos presentes ou planejados de forma ampla e regionalizada sobre os diferentes componentes da biodiversidade. Essa exigência contribui para um melhor entendimento da dinâmica ambiental alterada pelos empreendimentos propostos, indo além da avaliação baseada apenas em áreas amostrais.

Deve-se ter em mente que quanto melhor for a estruturação e o desenho amostral do projeto de levantamento e monitoramento, melhores serão as conclusões sobre as alterações ambientais que poderão ser feitas. Isso é necessário para reduzir a incerteza quanto à origem e identificação de possíveis fontes que resultaram em alterações na fauna ao longo do levantamento ou do período de monitoramento.

Referências

Bunge, M. 1994. La Ciencia: su método y filosofia. Debolsillo.

Gardner, T. 2010. Monitoring forest biodiversity: improving conservation through ecologically responsible managements. London: Earthscan.

Magurran, A.E. 2011. Measuring biological diversity in time (and space). In: Magurran, A.E.; McGill, B.J. (eds.). Biological Diversity: frontiers and measurement and assessment. Oxford: Oxford University Press.

Maurer, B.A.; McGill, B.J. 2011. Measurement of species diversity. In: Magurran, A.E.; McGill, B.J. (eds.). Biological Diversity: frontiers and measurement and assessment. Oxford: Oxford University Press.

McFadden, J. 2022. A navalha de Ockham. Ed. Sextante.

Spellerberg, I. 2005. Monitoring Ecological Change. Cambridge: Cambridge University Press.

Tucker, G.; Fasham, M.; Hill, D.; Shewry, M.; Shaw, P.; Wade, M. 2005. Planning a programme. In: Hill, D.; Fasham, M.; Tucker, G.; Shewry, M.; Shaw, P. (eds.). Handbook of Biodiversity Methods: survey, evaluation and monitoring. Cambridge: Cambridge University Press.

Capítulo 4 – Uso de indicadores biológicos

Indicadores biológicos (bioindicadores) são utilizados para avaliar alterações ambientais que não podem ser registradas de forma direta ou para detectar mudanças em um habitat que possam estar afetando diversas espécies simultaneamente.

O uso de espécies como indicadores biológicos deve ser sempre feito com cautela. Diferentes grupos de pesquisa defendem o uso de diferentes grupos animais como indicadores, mas indicadores de quê? Será que a espécie selecionada é adequada para captar efetivamente uma alteração ambiental? E se outras alterações estiverem ocorrendo e não puderem ser detectadas pela espécie alvo?

A literatura separa os indicadores biológicos (bioindicadores) em três categorias:

Indicador ambiental – uma espécie ou um grupo de espécies que respondem de forma previsível e quantificável a alterações abióticas ou impactos ambientais, são usados principalmente para estudos toxicológicos, de poluentes e fertilidade do solo. Por exemplo, a estrutura da fauna edáfica é um indicativo do pH do solo, espécies sentinelas ou usadas em bioensaios.

Indicador ecológico – uma espécie ou um grupo de espécies que demonstram os efeitos de uma alteração ambiental, como degradação, redução ou fragmentação de certo *habitat*, sobre a biota, por exemplo, estudos com macroinvertebrados aquáticos quanto ao estado de conservação de águas de um rio. Também podem ser denominados de indicadores ecológicos de impacto ambiental.

Indicador de biodiversidade – são grupos de táxons ou grupos funcionais, que podem refletir a diversidade do ambiente onde estão inseridos, como espécies guarda-chuva,

espécies-chave ou espécies-bandeira, cuja proteção acaba abrangendo diversas outras espécies. Tais conceitos as vezes pode ser denominado também de espécies-foco, envolvendo, por exemplo, espécies que dependem de amplas áreas para sobrevivência, espécies com restrição de dispersão, ou que dependem de certos recursos ambientais muito específicos.

Definir espécies típicas é difícil, pois elas precisam ter uma ligação intrínseca com um determinado tipo de habitat. Isso é especialmente desafiador, considerando a escassa evidência sobre o uso de indicadores de biodiversidade e espécies-foco para fins de monitoramento de impactos ambientais. Nesse contexto, o uso de espécies como indicadores ecológicos é mais adequado.

Uma das dificuldades em usar indicadores biológicos é a definição de objetivos claros para o monitoramento, além do fato de que sua escolha pode ser, em algumas situações, subjetiva. Assim, seu uso deve ser feito com cautela, a fim de evitar desperdício de dinheiro e tempo ou para garantir que o indicador realmente evidencie as alterações ambientais que se deseja monitorar.

É importante ter em mente que não é possível estudar todas as espécies e suas populações em todos os locais para ter certeza do que está sendo alterado no ambiente. Por isso, podemos utilizar grupos específicos para tentar fazer inferências sobre os impactos ambientais ou recorrer ao uso de indicadores biológicos ou espécies ameaçadas para essa finalidade. No entanto, sempre que possível, é mais adequado amostrar diferentes grupos de fauna, com diferentes funcionalidades ecológicas, para evitar focar exclusivamente em um ou outro grupo, que pode não indicar de forma clara as mudanças que possam estar ocorrendo ao longo do monitoramento, por exemplo.

No entanto, é importante ter em mente que, mesmo o uso de espécies ameaçadas como indicadores biológicos, como muitos órgãos ambientais exigem em monitoramentos,

pouco ajudará sem os demais estudos necessários para a compreensão do ambiente amostrado.

Deve-se considerar também que as espécies ameaçadas podem não ser bons indicadores de um impacto que possa estar ocorrendo justamente devido à condição em que se encontram. Assim, outros grupos de espécies podem fornecer informações mais adequadas, especialmente no início do impacto, a fim de evitar que a espécie ameaçada seja afetada.

Além disso, as espécies mais comuns são aquelas que podem sofrer os maiores impactos devido a alterações ambientais, por já serem, de certa forma, tratadas com menos atenção devido à sua condição de espécies corriqueiras.

Também é importante ter cautela, pois nem sempre áreas com grande diversidade abrigam espécies ameaçadas, e nem sempre o uso de espécies guarda-chuva ou espécies ameaçadas como foco de conservação garantirá necessariamente a conservação de outras espécies.

Dessa forma, a melhor escolha continua sendo o uso de espécies que funcionem como indicadores ecológicos (indicadores ecológicos de impacto ambiental), que podem estar relacionadas a alterações específicas no ambiente.

É importante ressaltar que estamos tratando do uso de espécies para a identificação de impactos ambientais. Isso, de forma alguma, implica que os trabalhos de conservação ambiental não sejam importantes, especialmente quando se trata de espécies ameaçadas, endêmicas ou de interesse econômico. Tais trabalhos são de grande relevância para a conservação da biodiversidade e para toda a funcionalidade ambiental associada a essas espécies, bem como para o papel sociocultural que essas espécies desempenham e para a sua própria sobrevivência.

Entender as limitações dos indicadores biológicos não significa que eles não sejam úteis; devem, portanto, ser

usados de maneira adequada. Isso significa que diferentes indicadores devem ser utilizados simultaneamente, e não se deve focar apenas em um ou outro. Toda espécie possui exigências ecológicas que definem como ela interage com o ambiente, tanto espacial quanto temporalmente. Isso também é necessário para a detecção de diferentes formas e níveis de impactos ambientais.

Outra consideração relevante é que, para a definição de indicadores biológicos, seria importante realizar amostragens nos mesmos tipos de fitofisionomias das áreas amostrais, mas em áreas com diferentes níveis de degradação. Assim, em comparação com o levantamento ou monitoramento, seria possível definir parâmetros sobre o estado de conservação da área. Infelizmente, não temos no Brasil estudos que fundamentem isso de forma adequada, principalmente porque tais estudos precisariam ser regionalizados para servir como parâmetro comparativo, considerando as diferenças regionais na biota brasileira.

Isso também está alinhado com o que foi afirmado anteriormente sobre os cuidados necessários em comparativos do tipo caso-controle em estudos ambientais, tendo em vista que, em termos de impactos, não se pode pensar de forma binária, como impactado ou não impactado. É importante, portanto, pensar em termos de gradientes de variação da biodiversidade diante dos diferentes níveis e intensidades de impactos ambientais.

Além disso, atualmente, em muitas regiões, é difícil encontrar áreas completamente intocadas ou isentas de impactos humanos. Por isso, deve-se buscar alcançar, em termos de conservação ambiental, um padrão que seja o menos impactado possível, a fim de servir como base para comparação. Não menos importante é o comparativo com áreas degradadas para identificar para onde uma área pode estar se diferenciando em termos de conservação e tentar reverter essa situação.

Atualmente, existem análises estatísticas que podem auxiliar na determinação de espécies indicadoras, como a análise de espécies indicadoras (IndVal), que será discutida adiante.

Também é importante considerar que os dados obtidos por meio de indicadores biológicos devem ser passíveis de interpretação, ou seja, não basta apenas identificar a presença ou ausência da espécie. É necessário ter conhecimento sobre a biologia e ecologia dessa espécie ou grupo de espécies, como, por exemplo, os recursos de que dependem, de forma que seja possível interpretar como essa espécie ou grupo está respondendo às alterações ambientais. Se o indicador biológico escolhido possui alguma funcionalidade ecológica específica, maior será seu valor para o monitoramento, pois alterações que o afetem podem gerar efeitos cascata em processos ecológicos na área em análise. De maneira geral, a melhor utilização de indicadores biológicos envolve o uso de grupos de espécies, tendo em vista que uma única espécie dificilmente permitirá identificar todas as mudanças que estão ocorrendo em uma área amostral.

A presença de espécies exóticas em uma área amostral também deve ser considerada como um indicador biológico, pois pode indicar alterações ambientais. Algo pouco explorado em levantamentos e monitoramentos ambientais é a presença de cães e gatos soltos em áreas nativas. Apesar de amplas discussões sobre os impactos de certas espécies exóticas invasoras, como o javali (*Sus scrofa*), ainda se aborda pouco os impactos desses animais domesticados, como a alta taxa de mortalidade de aves e répteis causada por gatos domésticos e também por cães soltos, que matam diversos animais nativos, como tatus e filhotes de veados, por exemplo (e.g., Galetti & Sazima, 2006; Loss et al., 2022).

Concluindo, as espécies indicadoras biológicas são ferramentas valiosas para estudos ambientais quando usadas de forma adequada, pois podem fornecer informações essenciais sobre a saúde do ecossistema e os efeitos das atividades humanas. Essas espécies, geralmente sensíveis a mudanças ambientais específicas, atuam como sinais de alerta precoce para a degradação do *habitat*, poluição e impactos climáticos, permitindo que cientistas e tomadores de decisão detectem mudanças ecológicas antes que elas se tornem críticas. Ao monitorar de forma adequada as espécies indicadoras, os estudos ambientais podem avaliar com mais precisão os possíveis impactos dos projetos propostos sobre a biodiversidade local e a estabilidade do ecossistema, facilitando o desenvolvimento de medidas de conservação direcionadas. O uso de espécies indicadoras nos estudos ambientais também pode aumentar a precisão e a relevância das avaliações ambientais, promovendo práticas de desenvolvimento mais sustentáveis que consideram o bem-estar ecológico de longo prazo. Dessa forma, a incorporação de espécies indicadoras nos processos de licenciamento e monitoramento ambiental pode fortalecer nossa capacidade de gerenciar e mitigar os impactos antropogênicos sobre o meio ambiente, apoiando, em última análise, a preservação da biodiversidade e a resiliência dos ecossistemas.

Referências

Chown, S.L.; McGeoch, M.A. 2011. Measuring biodiversity in managed landscapes. In: Magurran, A.E.; McGill, B.J. (eds.). Biological Diversity: frontiers and measurement and assessment. Oxford: Oxford University Press.

Galetti, S.; Sazima, I. 2006. Impacto de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. Natureza & Conservação 4(1): 58-63.

Gardner, T. 2010. Monitoring forest biodiversity: improving conservation through ecologically responsible managements. London: Earthscan.

Loss, S.R.; Boughton, B.; Cady, S.M. et al. 2022. Review and synthesis of the global literature on domestic cat impacts on wildlife. Journal of Animal Ecology 91(7): 1361-1372.

Spellerberg, I. 2005. Monitoring Ecological Change. Cambridge: Cambridge University Press.

Tucker, G.; Fasham, M.; Hill, D.; Shewry, M.; Shaw, P.; Wade, M. 2005. Planning a programme. In: Hill, D.; Fasham, M.; Tucker, G.; Shewry, M.; Shaw, P. (eds.). Handbook of Biodiversity Methods: survey, evaluation and monitoring. Cambridge: Cambridge University Press.

Capítulo 5 – Análise descritiva dos dados

A descrição básica dos dados de fauna envolve a riqueza de espécies, composição de espécies e abundância relativa (quando esta é amostrada). A riqueza é o número total de espécies registradas em uma área, a composição são quais espécies compõe essa riqueza, de forma que, por exemplo, duas áreas com 10 espécies cada, podem ter composições diferentes de espécies. O entendimento da composição de espécies também é importante, pois a presença ou ausência de certas espécies já pode ser um indicativo de certas condições ambientais, a depender das relações das mesmas com certas características de *habitat*.

Distribuição de riqueza de espécies e variações temporais

Uma das formas iniciais e simples de analisar os dados de levantamento e monitoramento é realizar a plotagem dos mesmos, em uma relação entre riqueza de espécies ou sua abundância diante de uma série temporal. Muitas vezes visualmente já é possível verificar se está ocorrendo alguma tendência de redução ou aumento desses resultados. Assim como, se existe alguma forma de tendência cíclica na distribuição temporal desses dados.

Uma das formas mais simples é junto a esses dados aplicar uma linha de tendência, que pode ser exponencial, mas muitas vezes não captar as oscilações dos dados. Nesse aspecto, uma linha de tendência polinomial ou logarítmica pode representar melhor essas tendências e auxiliar a entender como os dados estão variando temporalmente. Apenas deve-se ter o cuidado de certas linhas de tendência poderem ser influenciadas por processos de autocorrelação

temporal ou espacial, de forma que a população registrada na amostra 1, pode influenciar os resultados obtidos na amostra 2, e assim causar uma aparente tendência nos dados.

O uso tão somente da riqueza de espécies para comparações quanto a impactos ambientais requer cautela, pois em certas situações ela pode ser insensível aos impactos que estão ocorrendo, e considerando a hipótese do distúrbio intermediário, em alguns casos pode sofrer um aumento diante de certos níveis de impactos. Nesse sentido o uso da equabilidade das espécies pode ser mais adequado para tais comparações, respondendo mais rápido a alterações ambientais.

A riqueza de espécies sempre pode variar conforme o esforço amostral e o método amostral, ou seja, depende da extensão do tempo e das áreas amostrais.

Figura 1 - Exemplo de plotagem de variação de riqueza de espécies ao longo de um período de tempo amostral.

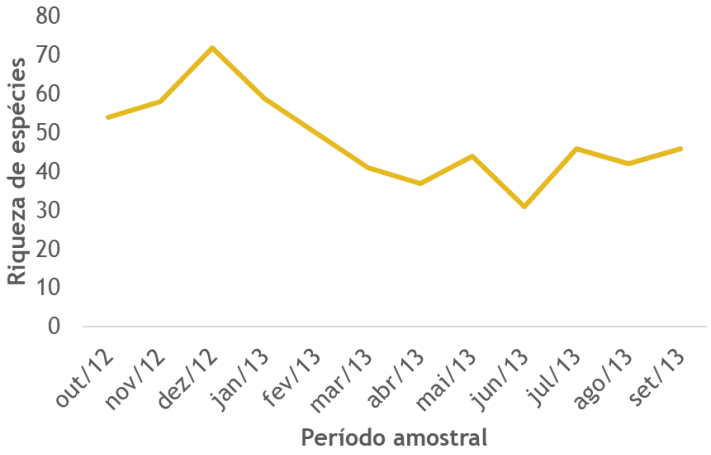
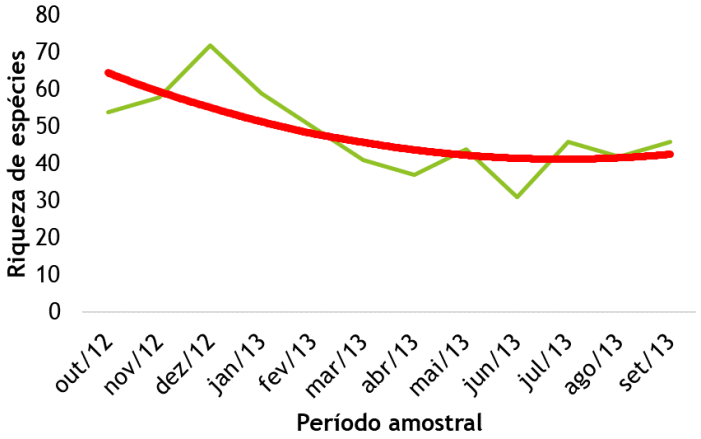


Figura 2 - Exemplo de plotagem de variação de riqueza de espécies ao longo de um período de tempo amostral com linha de tendência.



Distribuição de abundância das espécies

A distribuição de abundância das espécies pode não indicar alterações na composição de espécies, mas é importante o pesquisador analisar se mudanças nesses padrões de abundância podem resultar em mudanças na composição de espécies. Também podem ser feitos comparativos de distribuição de abundância entre diferentes áreas, colocando tais dados em gráfico.

Em geral as comunidades ecológicas possuem um pequeno número de espécies mais comuns e abundantes, com a maioria sendo rara e pouco abundante. Nesse sentido é importante ter em mente que muito da funcionalidade ecológica de um ecossistema é realizada pelas espécies comuns e não necessariamente pelas raras, que costumam ser o foco de esforços de conservação (Magurran & Henderson, 2011). Ainda assim, deve-se levar em consideração que algumas espécies raras podem ter papel

fundamental em comunidades ecológicas, como ocorre com alguns polinizadores.

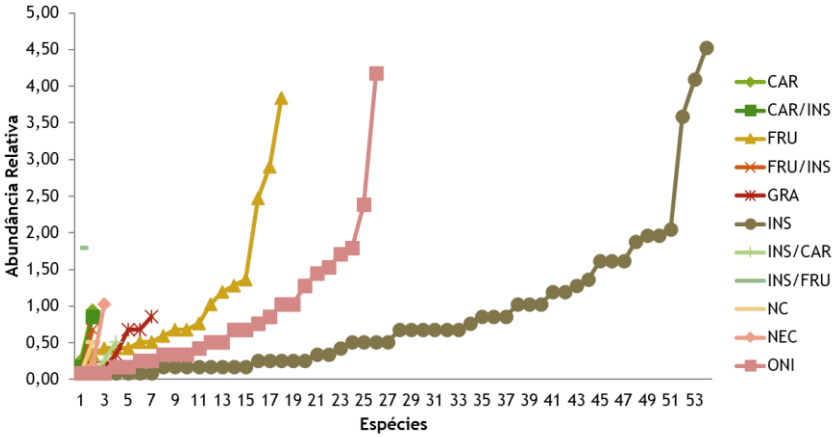
Nessas análises de abundância e raridade de espécies, também é importante ter em consideração que esses padrões podem não refletir a abundância real da espécie em uma área amostral e sim a sua detectabilidade por meio das metodologias selecionadas. Esses padrões de raridade de espécies em uma dada comunidade também podem refletir processos de *turnover*, alterações que podem ocorrer naturalmente em uma comunidade, por processo de imigração, emigração ou dispersão (Magurran & Henderson, 2011).

Dados de abundância em geral são apresentados em plotagem de histogramas, agregando os dados em *binning*, também distribuições de densidade de Kernel e produzindo *ranks* para comparações entre unidades amostrais, que algumas vezes podem ter a abundância transformada com base em algum logaritmo. Tais comparações são mais adequadas quando as diferentes áreas ou unidades amostrais tiveram o mesmo esforço amostral (McGill, 2011).

A abundância também pode ser analisada em abundância total e também e abundância relativa (AR%), que é uma razão pela abundância total de todas as espécies amostradas, permitindo fazer comparações entre diferentes áreas, campanhas ou nesse caso de funcionalidade ecológica.

AR% = número de indivíduos da espécie / número total de indivíduos contabilizados x 100

Figura 3 - Exemplo de distribuições de abundância relativa de espécies categorizadas por funcionalidade ecológica.



Frequência de ocorrência e constância

Frequência de ocorrência (FR%) e constância nos dão o quão presentes as espécies estão em uma área amostral, geralmente também temos poucas espécies muito frequentes e muitas espécies pouco frequentes. Alterações na frequência também podem indicar impactos, porque espécies podem estar deixando de usar a área amostral devido a eles.

Na constância os resultados de frequência de ocorrência são categorizados em diferentes níveis, geralmente três, dividindo as espécies em: constante – quando possui frequência/constância maior do que 50%; acessória - quando possui frequência/constância entre 26% e 50%; e acidental - quando possui frequência/constância menor do que 25%.

FR% = número de registros da espécie / número total de amostras x 100

Figura 4 - Exemplo de representação gráfica do uso de frequência de ocorrência para espécies em uma dada área amostral.

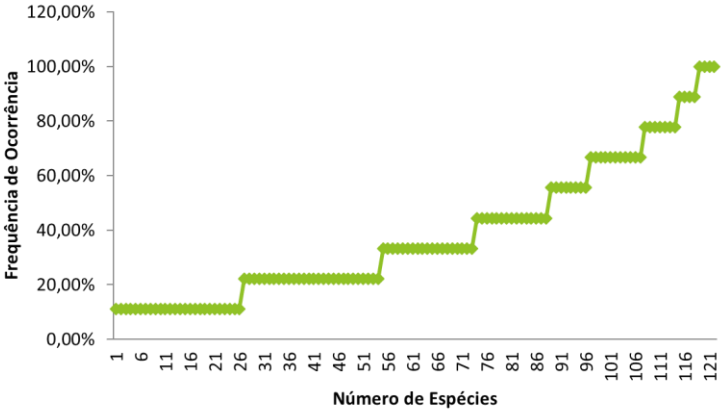
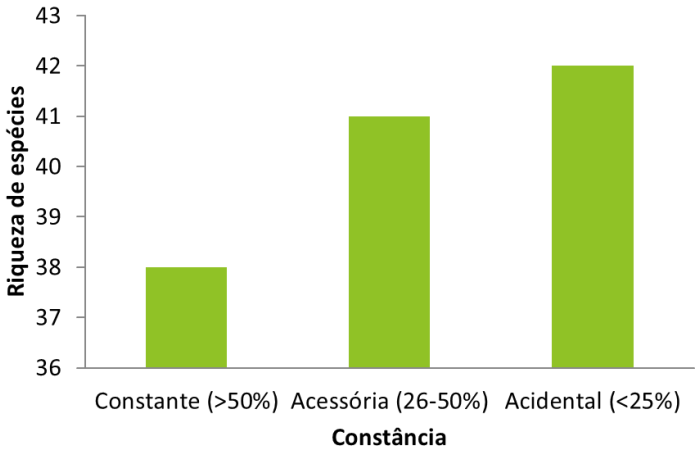


Figura 5 - Exemplo de representação gráfica do uso constância para espécies em uma dada área amostral.



Gráficos

Os gráficos são uma forma simples de visualizar os dados e tentar identificar padrões em como os mesmos estão ordenados, podem ser com colunas, linhas e setores (i.e. gráfico de pizza), entre outros. A disposição dos dados dessa forma já permite, por exemplo, identificar quais áreas ou campanhas possuem maior riqueza ou abundância de espécies. Ou ainda, uma plotagem em eixos X e Y usando linhas já permite identificar tendências de variações nos dados, como, por exemplo, se a riqueza de espécies em uma área monitorada está aumentando ou diminuindo ao longo do tempo.

Gráfico de barras e de setores

São as representações mais comuns dos dados em barras verticais (colunas) ou horizontais. Também em setores, mais comumente chamados de gráficos de pizza ou torta. No caso dos gráficos de barra, esses geralmente apresentam os valores absolutos dos dados, mas podem também incorporar outros elementos dos dados como desvio ou erro padrão. Esses diferentes tipos de gráficos podem até mesmo ser apresentados em conjunto para uma melhor visualização dos padrões dos dados.

Figura 6 - Exemplo do uso de um gráfico de barras.

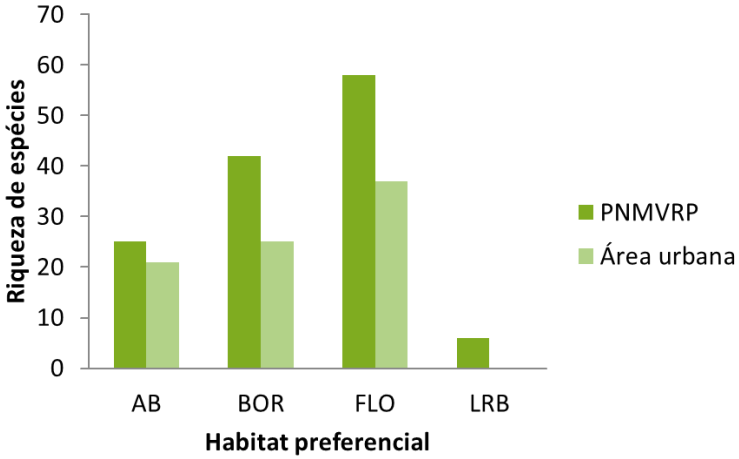
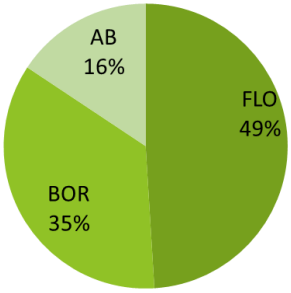
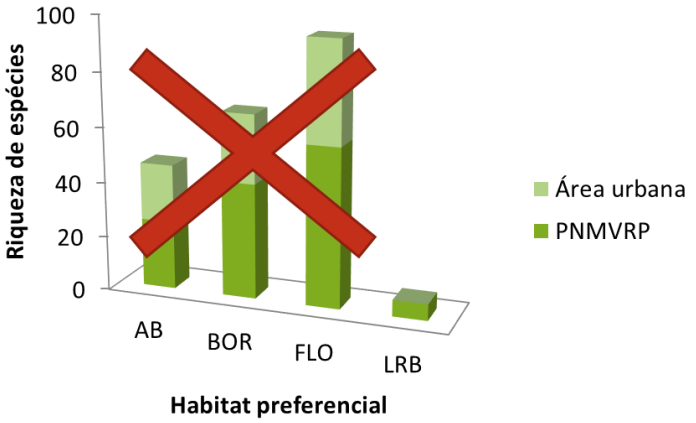


Figura 7 - Exemplo do uso de um gráfico de setores (pizza).



Em relatórios técnicos recomenda-se que gráficos em geral não sejam usados com efeitos 3D e sombreamento como na imagem abaixo, pois podem dificultar a interpretação dos resultados de forma adequada.

Figura 8 - Exemplo de como não utilizar um gráfico de barras.



Histogramas

O histograma clássico é distribuição de frequência dos dados em colunas, usados para dados contínuos (Silva et al., 2022). As colunas dos histogramas formam diferentes classes (*bins*) e seu quantitativo pode ser definido para mudar a forma como são apresentadas as frequências dos dados. Os histogramas também podem incorporar a densidade de Kernel para mostrar onde se encontrar a maior quantidade de registros.

Figura 9 - Exemplo do uso de um histograma.

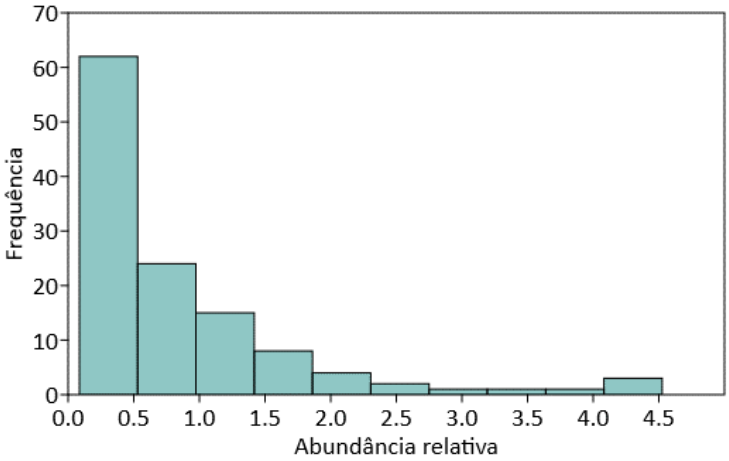


Figura 10 - Exemplo do uso de um histograma incorporando densidade de Kernel.

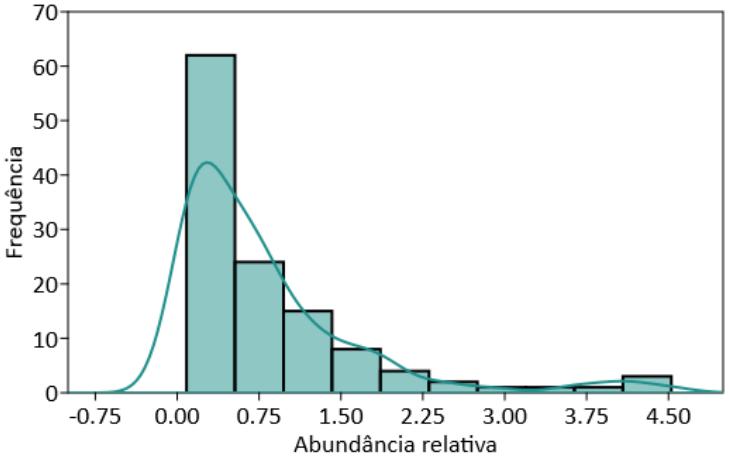


Gráfico de dispersão e de linha

Esses gráficos são usados para demonstrar a relação de duas variáveis, X e Y, representados por pontos dispersos

na área de plotagem ou por linhas que representem essas relações.

Figura 11 - Exemplo de gráfico de dispersão.

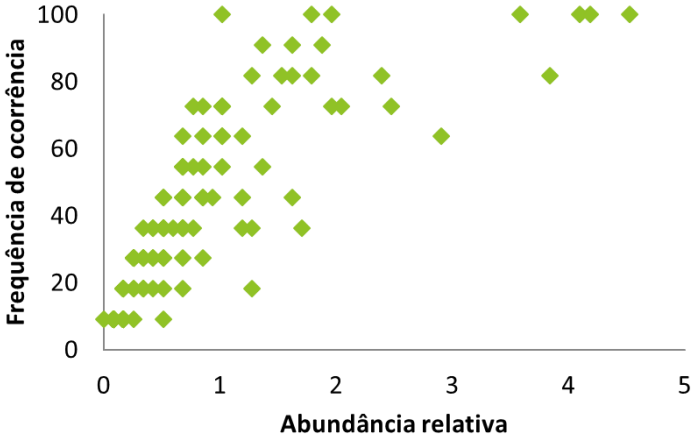
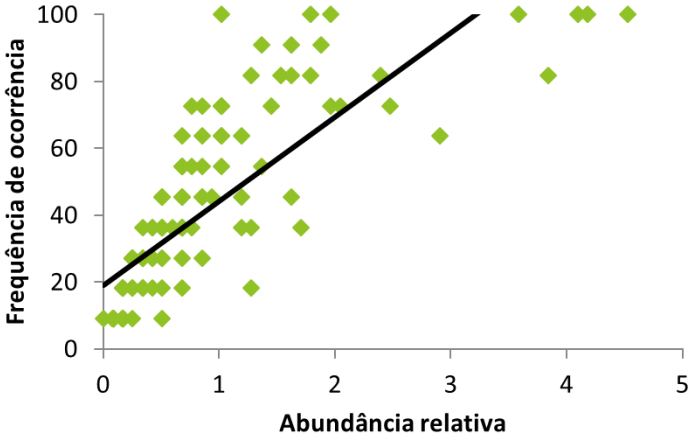


Figura 12 - Exemplo de gráfico de dispersão com linha de tendência.



Bar chart / Box plot

Box plot, bar chart, violin plot, mean and whisker

Esses gráficos demonstram a distribuição de dados contínuos em relação a certas categorias, podendo ser representados em caixas (*box*) ou em violinos (*violin*) quando agregam também a densidade de Kernel para demonstrar a distribuição dos pontos. Tais gráficos também incorporam informações sobre as variações dos dados.

Esses gráficos indicam em sua linha central a mediana, mas alguns *softwares* permitem que seja a média. O *boxplot* é dividido em quatro partes que contem cada uma 25% das observações ou dos dados obtidos. Em seus extremos indicam os maiores e menores valores, podendo também indicar *outliers* que são valores que destoam do conjunto geral de dados. Enquanto a caixa formada ao redor da mediana indicam os quartis (Q).

Figura 13 - Exemplo de estrutura de um gráfico *boxplot.*

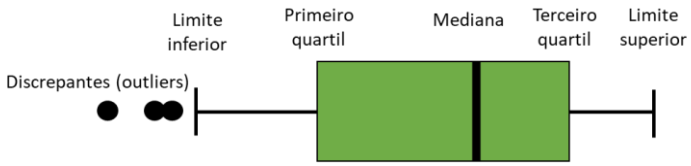


Figura 14 - Exemplo de gráfico *bar chart* com desvio padrão.

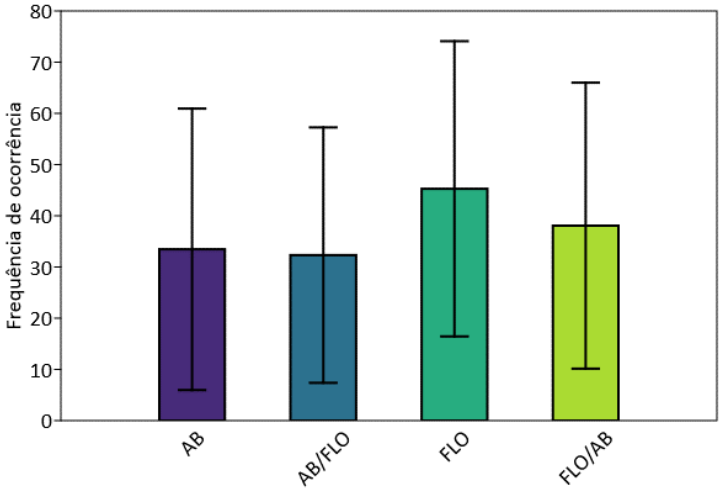


Figura 15 - Exemplo de gráfico *box plot* com desvio padrão.

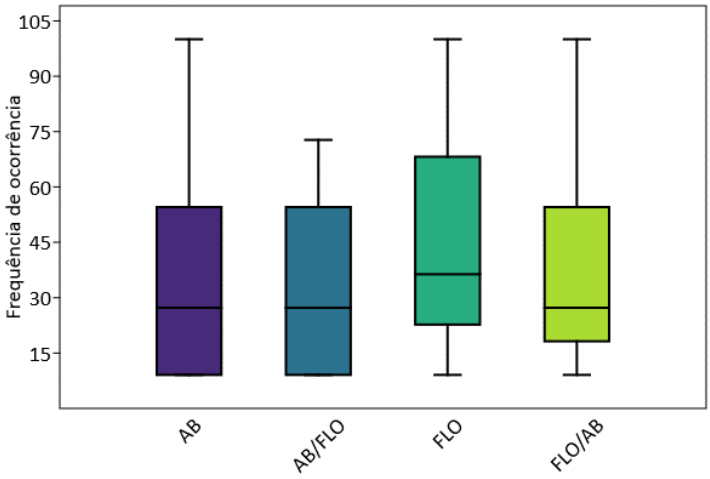


Figura 16 - Exemplo de gráfico *violin plot* combinado com *box plot.*

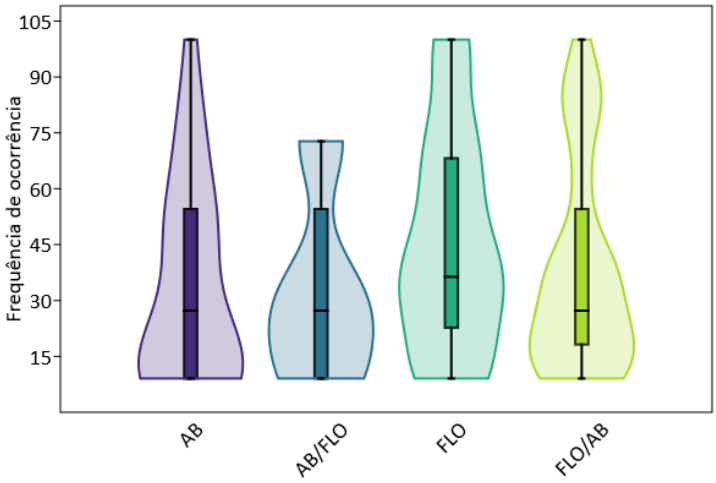
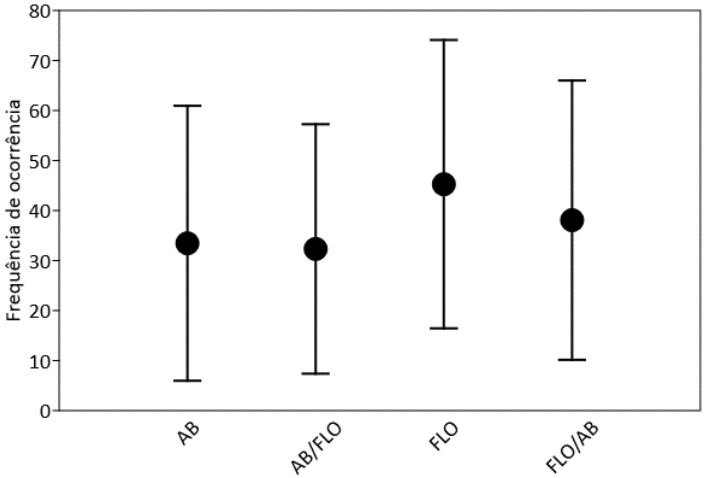


Figura 17 - Exemplo de gráfico *mean and whisker*, ponto central indica a média e extremos o desvio padrão.



Tipos de dados

Tipos de dados		Exemplo	Apresentação
Qualitativo ou categórico	Nominais	Sexo cromossômico	XX, XY, XXY, X0, XYY
		Presença/ausência	Presença, ausência
	Ordinais	Pubescência de uma folha	Glabra, pelos pouco abundantes, pelos muito abundantes
		Grau de impacto	Baixo, médio, alto
Quantitativos ou numéricos	Contínuos	Comprimento	10 m, 10,5 m, 11,7 m
		Temperatura	25,8ºC, 26ºC, 26,4ºC

Tipos de dados		Exemplo	Apresentação
	Discretos	Número de espécies	5, 8, 10, 20, 50
		Número de inflorescências	1, 2, 3, 8

Média, mediana, moda, desvio padrão e erro padrão

A **média** ($\overline{x}$ ou μ) é usada para uma conclusão qualitativa da distribuição de um dado conjunto de dados, de forma que a média de riqueza de espécies poderá ser dada pelo somatório de riqueza de espécies de áreas A, B e C, dividida pelo total de áreas amostrais.

De forma que a média de riqueza de espécies seja:

$$\overline{x} = \frac{10 + 20 + 30}{3} \qquad \overline{x} = 20 \text{ espécies}$$

A **moda** é o valor que mais repete em um dado conjunto de dados, ou seja, que possui maior frequência. Quando um conjunto de dados possui apenas uma moda é dito unimodal, quando possui outros valores de moda podem ser bimodal, trimodal ou multimodal, e quando não possui nenhuma moda, é dito amodal. É usada principalmente para dados normais e ordinais, não sendo afetada por valores extremos como a média.

No conjunto de dados abaixo há uma distribuição unimodal com moda (Mo) igual a 4.

$$X = \{1, 4, 4, 4, 4, 4, 76, 8, 10, 13, 16, 20\}$$

A **mediana** é o valor que divide metade dos valores de indivíduos de uma dada amostra, geralmente é usada quando os dados não possuem uma distribuição normal. Ela é pouco usada em estudos ambientais por não ser muito intuitiva na caracterização dos dados obtidos. Geralmente mesmo com dados não tendo uma distribuição normal se costuma usar valores médios, porém o uso de ambas pode permitir uma melhor caracterização dos mesmos.

As mesmas podem ser acompanhadas do **desvio padrão**, que ajuda a descrever a quantidade de variação dos dados de uma amostra. Dessa forma, quanto menor o desvio

padrão mais próximos os dados estão da média e menor sua variação, enquanto que se o desvio padrão for alto, maior será a variação dos dados em relação à média. Por outro lado, o **erro padrão** pode ser entendido como uma medida de quão boa uma amostra é para estimar a média populacional. Nos indica a acurácia de uma amostra, ou seja, o quão próxima ela está de detectar o verdadeiro valor da média da população.

Referências

Dornelas, M.; Soykan, C.U.; Ugland, KI. 2011. Biodiversity and disturbance. In: Magurran, A.E.; McGill, B.J. (eds.). Biological Diversity: frontiers and measurement and assessment. Oxford: Oxford University Press.

Gardner, T. 2010. Monitoring forest biodiversity: improving conservation through ecologically responsible managements. London: Earthscan.

Glantz, S.A. 2014. Princípios de Bioestatística. Porto Alegre: AMGH.

Magurran, A.E. 2011. Measuring biological diversity in time (and space). In: Magurran, A.E.; McGill, B.J. (eds.). Biological Diversity: frontiers and measurement and assessment. Oxford: Oxford University Press.

Magurran, A.E.; Henderson, P.A. 2011. Commonness and rarity. In: Magurran, A.E.; McGill, B.J. (eds.). Biological Diversity: frontiers and measurement and assessment. Oxford: Oxford University Press.

McGill, B.J. 2011. Species abundance distributions. In: Magurran, A.E.; McGill, B.J. (eds.). Biological Diversity: frontiers and measurement and assessment. Oxford: Oxford University Press.

Silva, F.R.; Gonçalves-Souza, T.; Paterno, G.B.; Provete, D.B.; Vancine, M.H. 2022. Análises Ecológicas no R. Recife/São Paulo: Nupeea, Canal 6.

Spellerberg, I. 2005. Monitoring Ecological Change. Cambridge: Cambridge University Press.

Tucker, G.; Fasham, M.; Hill, D.; Shewry, M.; Shaw, P.; Wade, M. 2005. Planning a programme. In: Hill, D.; Fasham, M.; Tucker, G.; Shewry, M.; Shaw, P. (eds.). Handbook of Biodiversity Methods: survey, evaluation and monitoring. Cambridge: Cambridge University Press.

Capítulo 6 – Descritores ecológicos e estimadores de espécies

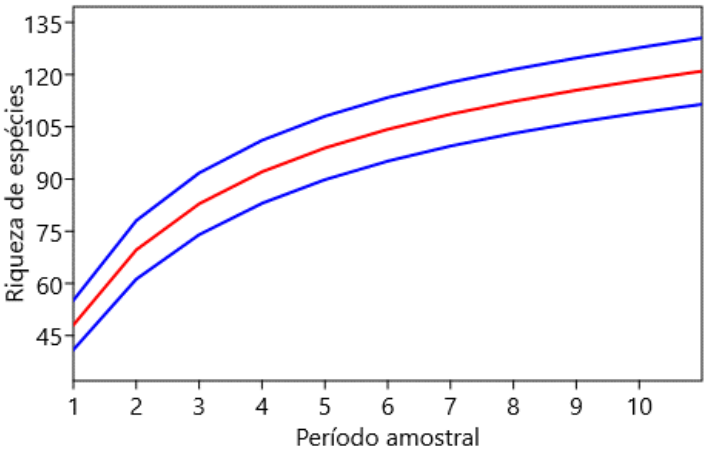
Curvas de suficiência amostral

A riqueza de espécies possui uma relação direta com o tempo amostral e com a extensão da área amostral, quanto mais há esse aumento, mais a riqueza tende a aumentar, relações essas denominadas de relação espécie-tempo e relação espécie-área (Magurran, 2011). Essas curvas podem ser baseadas na quantidade de amostras ou na abundância de indivíduos amostrados; a depender dessa forma de uso, podem fornecer resultados diferentes para fins comparativos.

Sample based rarefaction

Essas curvas estimam uma riqueza de espécies dado um certo número de amostras, sejam áreas ou campanhas amostrais. Considera-se que essa forma de curva, que é baseada na incidência de espécies (ou seja, presença-ausência), pode ser mais realística para estudos com biodiversidade (Gotelli & Colwell, 2011).

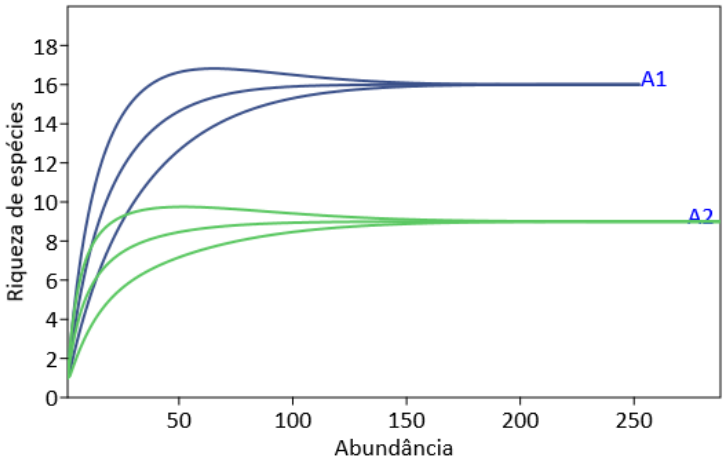
Figura 18 - Exemplo de gráfico resultante de *sample based rarefaction*, curva de suficiência amostral indicada pela linha vermelha e intervalo de confiança pelas linhas azuis.



Individual based rarefaction

Essas curvas estimam a riqueza de espécies dada uma certa abundância registrada. As curvas de rarefação de amostragem baseadas com quantidade de indivíduos, só podem ser usadas para comparação entre diferentes áreas se tivermos um grande esforço amostral. Se o esforço for pequeno, por mais que elas sejam parecidas, não podem ser usadas para tais comparações (Gotelli & Colwell, 2011). Por isso que, nesse caso, de comparativo de rarefações, tais curvas devem ser baseadas no valor obtido na unidade amostral com menor abundância.

Figura 19 - Exemplo de gráfico resultante de *individual based rarefaction*, comparando duas áreas amostrais. Linha central de cada amostra indica a curva de suficiência amostral acompanhada de seu respectivo intervalo de confiança.



De qualquer forma, para ambos os tipos de curvas, quando for o objetivo fazer comparações sempre se deve cuidar para que se tenha uma grande quantidade de amostras e também que os métodos amostrais usados sejam comparáveis. Tais comparações também necessitam que ambos os comparativos de cada curva sejam taxonomicamente similares ou que a curva menor seja minimamente aninhada da comunidade que gerou a curva maior, caso contrário, sua sobreposição não necessariamente indicará comparações confiáveis.

Índices de diversidade

Os índices clássicos de diversidade procuram quantificar o total ou a média de espécies em uma população ou avaliar a abundância relativa dessas espécies na população, em termos de equidade. Enquanto índices como de Simpson ou Shannon misturam esses dois fatores, riqueza e abundância (Magurran, 2011). De certa forma, esses índices tentam agrupar em uma mesma equação valores de abundância e riqueza (Gardner, 2010), que são os principais formadores do que definimos como diversidade, a variedade de entidades encontradas em dada unidade amostral e a abundância relativa dessas entidades (Magurran, 1988).

O uso de índices de diversidade não é recomendado para monitoramentos de alterações ambientais, tendo em vista não haver uma forma adequada de padronização de sua interpretação para essa finalidade (Tucker et al., 2005). Além disso, muitas vezes a apresentação dos dados de riqueza e abundância em separado pode ser mais útil do que tentar agrupá-los em uma mesma equação (Gardner, 2010).

Como explicado anteriormente, comparações de riqueza e abundância entre estudos e amostragens que são de regiões conhecidamente diferentes, como diferentes fitofisionomias ou com diferentes esforços e metodologias amostrais, podem resultar em comparações irrealistas. Para esses casos é melhor realizar comparações com o índice de Margalef ou com índice α de Fisher, neste caso, quando há um grande esforço amostral. Assim, efetivamente indica qual comunidade pode ter maior ou menor riqueza. Mas se o esforço amostral for reduzido, com baixa abundância amostrada, então o índice de diversidade de Shannon pode ser mais adequado (McGill, 2011).

Quando todas as espécies e toda sua abundância pode ser efetivamente registrada e não apenas amostradas, então alguns autores recomendam o uso do índice de

diversidade de Brillouin, caso contrário, se deve permanecer com o índice Shannon ou de Simpson (Spellerberg, 2005).

A máxima diversidade é atingida se todos os indivíduos de uma amostra possuem a mesma abundância e a mínima diversidade se todos os indivíduos são da mesma espécie. Assim, isso não significa que um local com o maior resultado nesses índices vai ser melhor do que um que tenha menor diversidade, também não significa que um maior resultado nesses índices indica um ambiente com melhor qualidade (Spellerberg, 2005). Dessa forma, tais índices devem ser usados com muita cautela em estudos de licenciamento e monitoramento ambiental, porque podem não explicar nada sobre dinâmica, composição e sucessão de comunidades ecológicas. Além disso, geralmente são enviesados no sentido de subestimarem a diversidade, devido aos problemas de detectabilidade do total de espécies em uma dada área (Spellerberg, 2005).

Tabela 1 - Exemplo de resultados de índices de diversidade (descritores ecológicos) comparando duas áreas amostrais.

Descritor ecológico	Área 1	Área 2
Riqueza de espécies	16	9
Abundância	252	288
Dominância_D	0,08569	0,1671
Índice de Simpson	0,9143	0,8329
Índice de Shannon	2,622	1,957
Índice de Brillouin	2,412	1,822
Índice de Menhinick	1,003	0,5277
Índice de Margalef	2,713	1,413

Descritor ecológico	Área 1	Área 2
Equitabilidade	0,9457	0,8909
Alfa de Fisher	3,79	1,76
Berger-Parker	0,1768	0,2475
Chao-1	16	9
iChao-1	16	9
ACE	16	9

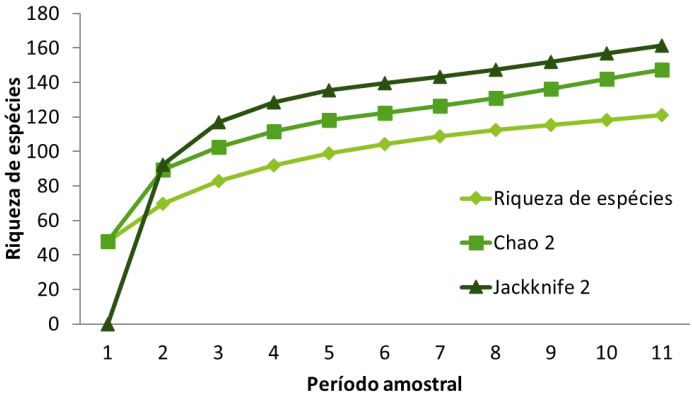
Estimadores de riqueza de espécies

Os estimadores devem ser usados com cuidado, pois são variáveis conforme a riqueza, a abundância e o esforço amostral, tais influências devem ser levadas em consideração para fins de comparações entre diferentes amostras.

Os estimadores Chao 1 e Chao 2 são adequados para estimar uma riqueza mínima em uma dada área.

Estimadores como o Chao 1 e Jackknife 1 (de 1ª ordem), têm como necessidade o uso de dados de abundância das espécies. Enquanto os estimadores Chao 2 e Jackknife 2 (de 2ª ordem), usam dados de incidência (presença/ausência) das espécies.

Figura 20 - Exemplo de gráfico de curva de suficiência amostral usando estimadores de riqueza de espécies Chao 2 e Jackknife de 2ª ordem.

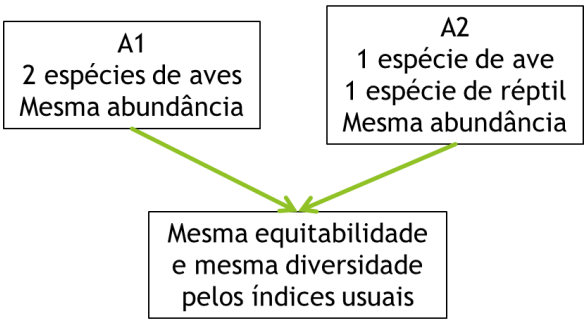


Diversidade filogenética / distinção taxonômica

As métricas usuais de diversidade focam em riqueza de espécies e abundância, assim, estas aumentam conforme ocorre o aumento da riqueza ou o aumento da equabilidade de abundância entre elas. Mas considere a seguinte situação, duas áreas amostrais, em ambas há duas espécies de vertebrados, cada uma com a mesma abundância. Em uma dessas áreas, há duas espécies de aves; e na outra área há uma espécie de ave e uma espécie de réptil.

Dessa forma, as duas áreas amostrais possuem uma riqueza de espécies igual a dois e possuem a mesma abundância (equabilidade) para suas espécies. Assim, ambas as áreas, considerando os índices usuais de diversidade, teriam o mesmo resultado de diversidade. Porém, intuitivamente nós consideraríamos a área com a ave e o réptil, mais diversa do que aquela que possui apenas aves (Vellend et al., 2011).

Figura 21 - Representação de diferenças de diversidade entre duas áreas amostrais (A1 e A2).



São essas diferenças que índices de diversidade filogenética, como o índice de distinção taxonômica, tentam demonstrar. Para essa análise usam-se apenas dados de incidência (presença/ausência), que tende a ser bastante robusta diante de variações nos esforços amostrais e tende a não ser enviesada pela riqueza de espécies. Por fim, indica sofrer reduções diante da ocorrência de impactos ambientais (Dornelas et al., 2011). Esse índice não deve ser visto como uma substituição dos demais, mas sim como uma complementação, pois o mesmo pode sofrer influências de gradientes ambientais.

Comparações de diversidade

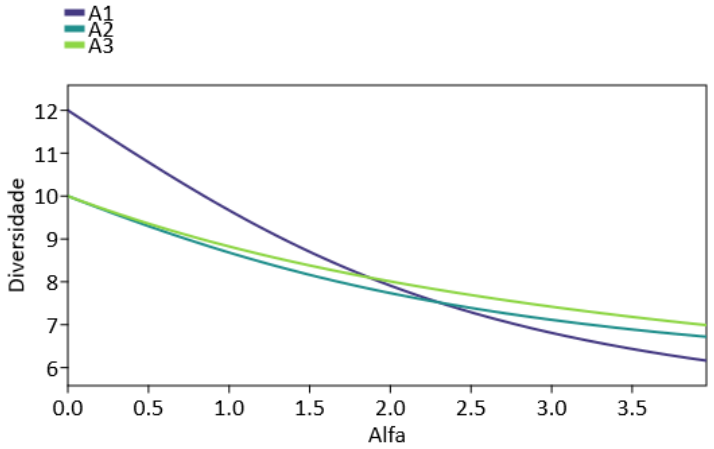
Uma das formas para verificar se existem diferenças significativas entre resultados obtidos em índices de diversidade é por meio do teste *t* de diversidade, nesse caso sendo possível apenas realizar a comparação entre duas amostras.

Tabela 2 - Exemplo de teste *t* de diversidade comparando duas áreas amostrais.

Shannon index			
Área 1		**Área 2**	
H:	2,2689	H:	2,1614
Variance:	0,026224	Variance:	0,022678
t:	0,48583		
df:	45,99		
p(same):	0,6294		
Simpson index			
D:	0,1264	D:	0,12925
Variance:	0,001225	Variance:	0,001089
t:	-0,05928		
df:	45,964		
p(same):	0,95298		

Outra forma é possível por meio dos perfis de diversidade de Renyi, que permite comparar a diversidade de diversas amostras e verificar se são efetivamente distintas; se ocorrer o intercruzamento dos perfis gerados na representação gráfica não há diferença real na diversidade.

Figura 22 - Exemplo do resultado gráfico dos perfis de diversidade de Renyi comparando três áreas amostrais (A1, A2 e A3), no exemplo em questão não houve diferença significativa de diversidade, tendo em vista o intercruzamento dos perfis (linhas) gerados na representação gráfica.



Referências

Dornelas, M.; Soykan, C.U.; Ugland, KI. 2011. Biodiversity and disturbance. In: Magurran, A.E.; McGill, B.J. (eds.). Biological Diversity: frontiers and measurement and assessment. Oxford: Oxford University Press.

Gardner, T. 2010. Monitoring forest biodiversity: improving conservation through ecologically responsible managements. London: Earthscan.

Gotelli, N.J.; Colwell, R.K. 2011. Estimating species richness. In: Magurran, A.E.; McGill, B.J. (eds.). Biological Diversity: frontiers and measurement and assessment. Oxford: Oxford University Press.

Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Springer.

Magurran, A.E. 2011. Measuring biological diversity in time (and space). In: Magurran, A.E.; McGill, B.J. (eds.). Biological Diversity: frontiers and measurement and assessment. Oxford: Oxford University Press.

McGill, B.J. 2011. Species abundance distributions. In: Magurran, A.E.; McGill, B.J. (eds.). Biological Diversity: frontiers and measurement and assessment. Oxford: Oxford University Press.

Spellerberg, I. 2005. Monitoring Ecological Change. Cambridge: Cambridge University Press.

Tucker, G.; Fasham, M.; Hill, D.; Shewry, M.; Shaw, P.; Wade, M. 2005. Planning a programme. In: Hill, D.; Fasham, M.; Tucker, G.; Shewry, M.; Shaw, P. (eds.). Handbook of Biodiversity Methods: survey, evaluation and monitoring. Cambridge: Cambridge University Press.

Vellend, M.; Cornwell, W.K.; Magnuson-Ford, K.; Mooers, A.Ø. 2011. Measuring phylogenetic diversity. In: Magurran, A.E.; McGill, B.J. (eds.). Biological Diversity: frontiers and measurement and assessment. Oxford: Oxford University Press.

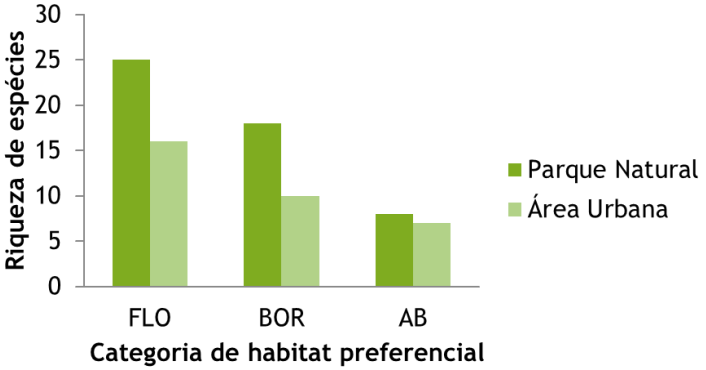
Capítulo 7 – Análise de funcionalidade ecológica

A funcionalidade ecológica baseia-se em usar tratos morfológicos ou características ecológicas de uma espécie para fazer inferências sobre diversidade e alterações ambientais. Assim podem ser baseados em características reprodutivas das espécies, se estas dependem de um *habitat* específico; no *habitat* preferencial de certas espécies ou na estrutura trófica da comunidade amostrada (Weiher, 2011).

Habitat preferencial

Por meio das características de *habitat* preferencial de uma espécie é possível verificar se uma dada área está abrigando espécies que possam ser mais dependentes de ambientes com maior nível de conservação ambiental, por exemplo. Ou como essas características vão se alterando com a instalação de um empreendimento, se espécies mais sensíveis estão reduzindo sua riqueza/abundância e espécies mais generalistas aumentando.

Figura 23 - Exemplo do uso de representação gráfica de funcionalidade ecológica de *habitat* preferencial para comparação de duas áreas amostrais.



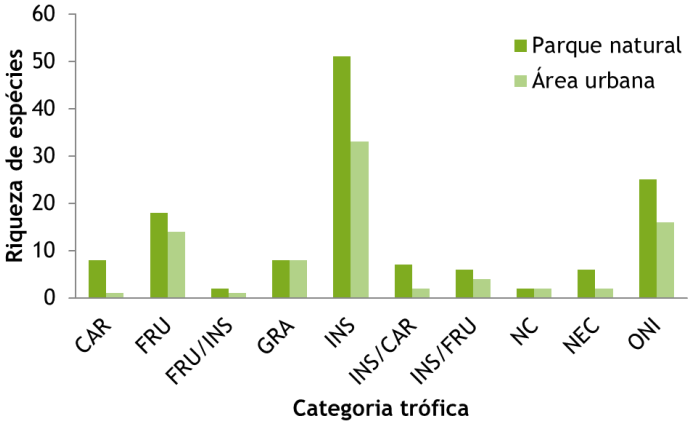
Estrutura trófica

A estrutura trófica também pode ser usada para indicar alterações ambientais, porque podem variar em diferentes tipos de ambientes e também diante de diferentes alterações ambientais.

Espécies generalistas como onívoros podem, por exemplo, aumentar sua riqueza ou abundância em áreas que tenham sofrido impactos ambientais, enquanto espécies frugívoras, mais dependentes de ambientes arbóreos, podem estar associadas com áreas mais preservadas.

Poderia ainda haver a interseção entre essas informações, por exemplo, aves insetívoras escaladoras de troncos podem ser mais sensíveis à fragmentação florestal e também o mesmo para grandes frugívoros.

Figura 24 - Exemplo do uso de representação gráfica de funcionalidade ecológica de estrutura trófica para comparação de duas áreas amostrais.



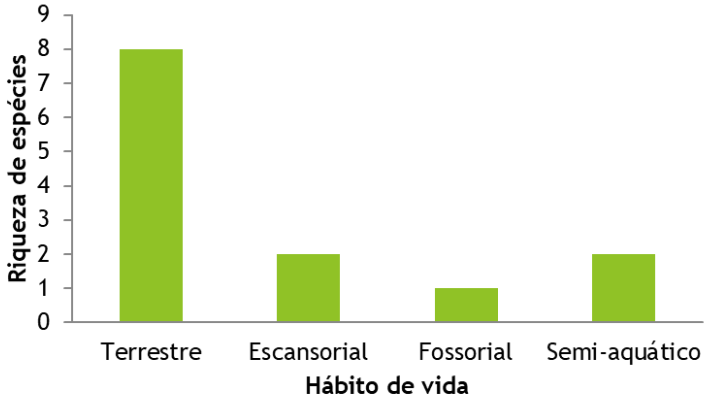
Categorias reprodutivas

Categorias reprodutivas também podem nos trazer informações de alterações ambientais. No caso de anfíbios há espécies dependentes de córregos localizados no interior de áreas florestais preservadas para sua reprodução ou de florestas preservadas para colocar seus ovos na serrapilheira úmida. Enquanto outras conseguem usar lagos e açudes em locais que tenham sofrido certos níveis de antropização.

Hábitos de vida

Outros hábitos de vida também podem ser usados para diagnósticos ambientais ou para identificações de alterações ambientais, como no caso de mamíferos, em que cada ambiente pode ter espécies com diferentes hábitos. Onde, por exemplo, áreas mais preservadas podem ter mais espécies de hábitos arborícolas e escansoriais do que áreas degradadas (Janis & Martín-Serra, 2020).

Figura 25 - Exemplo do uso de representação gráfica de funcionalidade ecológica de hábitos de vida.



Referências

Gardner, T. 2010. Monitoring forest biodiversity: improving conservation through ecologically responsible managements. London: Earthscan.

Janis, C.M.; Martín-Serra, A. 2020. Postcranial elements of small mammals as indicators of locomotion and habitat. PeerJ 1-50.

Weiher, E. 2011. A primer of trait and functional diversity. In: Magurran, A.E.; McGill, B.J. (eds.). Biological Diversity: frontiers and measurement and assessment. Oxford: Oxford University Press.

Capítulo 8 – Testes estatísticos básicos para estudos de fauna

Valor de *p*

O valor de *p*, tão famoso e tão discutido, é usado para testar hipóteses e como uma forma de verificar a significância estatística dos testes realizados.

Uma hipótese é um pressuposto ou suposição que ainda não tem confirmação no início do estudo. Normalmente, as hipóteses são formuladas a partir de uma revisão da literatura. Com base na revisão da literatura, é possível justificar a razão pela qual a hipótese foi formulada desta forma (Jesussek & Volk-Jesussek, 2024).

Um exemplo, a instalação de uma hidrelétrica causará alterações na riqueza de espécies de aves. As hipóteses não são simples afirmações; são formuladas de forma a poderem ser testadas com os dados recolhidos no decurso do processo de pesquisa. Mas como vimos, nem sempre é possível fazer isso ao longo de estudos ambientais e monitoramentos.

Há sempre duas hipóteses que se opõem exatamente uma à outra ou que afirmam o contrário. Estas hipóteses opostas são designadas por hipótese nula e hipótese alternativa e são abreviadas como H0 e H1.

A definição da hipótese nula é: "A hipótese nula assume que não há diferença entre dois ou mais grupos no que diz respeito a uma caraterística“ (Jesussek & Volk-Jesussek, 2024).

Assim no nosso caso, ela seria que a instalação de uma hidrelétrica não causará alterações de riqueza de espécies de aves.

Geralmente fala-se em aceitar ou rejeitar a hipótese nula, mas você nunca vai rejeitar ela com 100% de certeza. Sempre há uma probabilidade de erro. Geralmente definido pelo nível de significância ou alfa, que por convenção acaba

sendo aceito como 5% ou 0,05. Se o valor *p* for inferior ao nível de significância, a hipótese nula deve ser rejeitada; caso contrário, não deve ser rejeitada (Jesussek & Volk-Jesussek, 2024).

Se for definido um nível de significância de 5%, isso significa que é 5% provável que se rejeite a hipótese nula, mesmo que seja efetivamente verdadeira.

Uma vez que uma hipótese só pode ser rejeitada com uma certa probabilidade, ocorrem diferentes tipos de erros. Devido à forma como foi realizada a amostragem em uma área, pode acontecer que a hipótese nula seja rejeitada por acaso, embora na realidade não haja diferença, ou seja, a hipótese nula é válida.

Por outro lado, no resultado do teste de hipóteses também pode ser que a hipótese nula não seja rejeitada, embora na realidade exista uma diferença e, portanto, a hipótese alternativa seja efetivamente verdadeira.

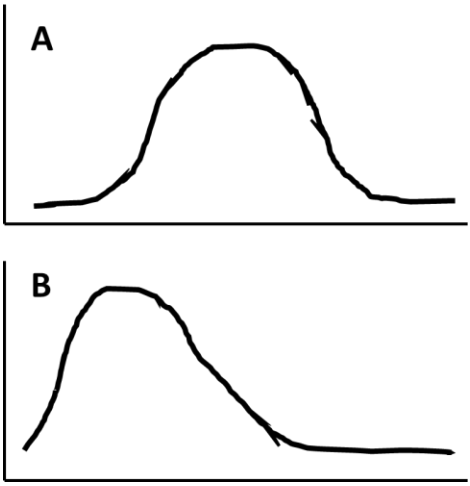
- **Erro de tipo 1:** Se a hipótese alternativa for aceita, embora a hipótese nula seja válida.
- **Erro de tipo 2:** Se a hipótese nula for mantida, embora a hipótese alternativa seja válida.

O nível de significância indica, assim, a probabilidade de um erro de tipo 1. O que é que isto significa? Se houver um valor *p* de 5% e a hipótese nula for rejeitada, a probabilidade de a hipótese nula ser válida é de 5%, ou seja, há 5% de probabilidade de cometer um erro. Se o valor crítico (alfa) for reduzido para 1%, a probabilidade de erro é, consequentemente, de apenas 1%, mas também é mais difícil confirmar a hipótese alternativa (Jesussek & Volk-Jesussek, 2024).

Distribuição de dados

Antes de realizar certos testes estatísticos, primeiro precisamos saber alguns pré-requisitos. Um dos mais comuns é verificar se os dados possuem uma distribuição normal. Se os dados possuem uma distribuição normal, em geral se usam testes paramétricos; se os dados não possuem distribuição ou quando as amostragens são muito pequenas, então usam-se testes não paramétricos (Jesussek & Volk-Jesussek, 2024).

Figura 26 - Exemplo de distribuição de dados normal (paramétrica) em A e exemplo de distribuição não normal (não paramétrica) em B.



Testes não paramétricos são mais robustos do que testes paramétricos e podem ser calculados em significativamente mais situações. Testes paramétricos, no entanto, têm um poder estatístico maior do que os testes não paramétricos. Portanto, se as suposições para um teste paramétrico forem atendidas, ele deve sempre ser usado.

Alguns testes de normalidade, para verificar a existência de distribuição normal dos dados são: Kolmogorov-Smirnov, Shapiro-Wilk e Anderson-Darling. Se os resultados

desses testes tiverem um resultado com valor de *p* menor do que 0,05, então assume-se que os dados não têm uma distribuição normal. Importante ressaltar que seus resultados são influenciados pelo tamanho da amostra e a realização de análise gráfica também podem auxiliar a verificar seus resultados (Jesussek & Volk-Jesussek, 2024).

Nesse exemplo abaixo, nós vemos que não há uma distribuição normal dos dados, devido aos valores pequenos de *p*, e também é auxiliado pela análise gráfica, em que é possível ver claramente que os dados tiveram um desvio para uma das laterais, não tem o formato de sino que seria esperado de uma distribuição normal dos dados.

Tabela 3 - Exemplo de resultados de teste de normalidade de dados em estudos ambientais.

	All
N	21
Shapiro-Wilk W	0,7628
p(normal)	0,000187
Anderson-Darling A	1,733
p(normal)	0,00013
p(Monte Carlo)	0,0004

Figura 27 - Distribuição de dados em histograma para verificação de ajuste de curva dos mesmos à distribuição normal.

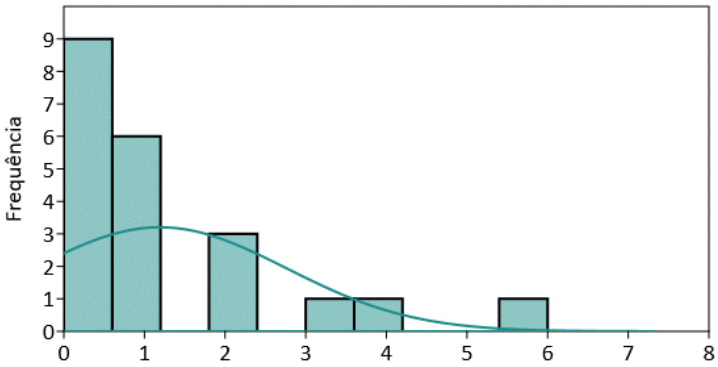


Tabela 4 - Exemplos de testes paramétricos e não paramétricos.

Amostra	**Teste Paramétrico**	**Teste não paramétrico**
Uma amostra	teste *t* simples	teste Wilcoxon para uma amostra
Duas amostras dependentes	teste *t* pareado	Wilcoxon-Test
Duas amostras independentes	teste *t* não pareado	Mann-Whitney U-Test
Mais que duas amostras independentes	One-way ANOVA	Kruskal-Wallis-Test
Mais que duas amostras dependentes	Repeated Measures ANOVA	Friedman-Test

Amostra	Teste Paramétrico	Teste não paramétrico
Correlação entre duas variáveis	Correlação de Pearson	Correlação de Spearman

Como afirmado, os métodos paramétricos assumem que os dados possuem uma distribuição normal, isso nem sempre é possível de obter durante levantamentos e mesmo em monitoramentos, tendo em vista que para tal é necessária uma grande quantidade de amostragens.

Assim, existem diversas discussões sobre a necessidade de realizar alguma forma de transformação desses dados para que passem a ter uma distribuição que se assemelhe a uma distribuição normal. Se isso for possível, então se podem usar testes estatísticos paramétricos, caso contrário, devem ser usados testes não paramétricos. Algumas pessoas podem querer transformar os dados sempre, outras afirmam que isso inibe a real distribuição dos dados.

Da mesma forma, há amplas discussões sobre manter ou não em um conjunto de dados, aqueles que se comportam como *outliers*, ou seja, que destoam do conjunto de dados. A inclusão ou exclusão dos mesmos sempre requer cautela, pois assim como podem ser fruto de alguma amostragem errada, podem efetivamente ser algo real, uma realidade registrada em campo.

Testes para duas amostras

Teste t

Assume como hipótese nula que ambas as amostras possuem médias iguais. Devendo ser usado quando os dados são paramétricos, ou seja, possuem uma distribuição normal.

Quando as variâncias são muito diferentes, pode-se usar o teste *t* para variâncias desiguais, também denominado de teste de Welch (Hammer, 2022).

Teste F

Assume como hipótese nula que ambas as amostras foram retiradas de populações com variâncias iguais. Para usá-lo, os dados devem ter distribuição normal (Hammer, 2022).

Teste U de Mann-Whitney (Wilcoxon)

Usado para comparar se há diferença na mediana de duas dadas amostras independentes, servindo para dados não-paramétricos (Hammer, 2022).

Teste de Kolmogorov-Smirnov

É um teste não-paramétrico para verificar se a distribuição de duas amostras univariadas é diferente ou igual. Não sendo em si um teste para diferenças de média ou medianas. Assumindo como hipótese nula que duas amostras foram retiradas de populações com distribuições iguais (Hammer, 2022).

No exemplo abaixo comparando duas áreas amostrais, não tivemos diferença no teste *t* e nem mesmo a normalidade dos dados; no teste de Mann-Whitney também não houve diferença na média de abundância entre as amostras.

Tabela 5 - Exemplo de resultado de teste *t* em duas áreas amostrais (A1 e A2).

t tests for equal means					
A1		**A2**			
N:	121	N:	121		
Mean:	0,91736	Mean:	0,95041		
95% conf.:	(0,65903 1,1757)	95% conf.:	(0,71021 1,1906)		
Variance:	2,0598	Variance:	1,7809		
Difference between means:	0,033058				
95% conf. interval (parametric):	(-0,3179 0,38401)				
95% conf. interval (bootstrap):	(-0,31405 0,38017)				
t :	**0,18555**	**p (same mean):**	**0,85295**	Critical t value (p=0.05):	1,9699
Uneq. var. t :	0,18555	p (same mean):	0,85295		
Monte Carlo permutation:	p (same mean):	0,8898			

Tabela 6 - Teste de normalidade realizado para o exemplo acima em duas áreas amostrais (A1 e A2).

	A1	**A2**
N	121	121
Shapiro-Wilk W	**0,681**	**0,7336**
p(normal)	**7,32E-15**	**1,59E-13**

Tabela 7 - Teste de Mann-Whitney para o exemplo escolhido em duas áreas amostrais (A1 e A2).

Mann-Whitney test for "equal medians"			
A1		**A2**	
N:	121	N:	121
Mean rank:	59,754	Mean rank:	61,746
Mann-Whitn U :	**7079,5**		
z :	**0,48439**	**p (same med.):**	**0,62811**
Monte Carlo permutation:	p (same med.):	0,6209	

Testes para duas amostras pareadas

Esses testes são usados para comparar grupos dependentes, como por exemplo, dados de uma mesma área amostral antes e após a instalação de um empreendimento ou de um impacto.

No exemplo que usamos abaixo, de abundância em uma dada área amostral, em ambos os testes usados não houve diferença na abundância média das espécies antes e após a alteração ambiental.

Teste *t* compara médias e teste de Wilcoxon e teste de *sign* comparam as medianas. Teste *t* para dados paramétricos e Wilcoxon para dados não paramétricos.

Tabela 8 - Exemplo de aplicação de testes para duas amostras pareadas. Área 1 antes do impacto (A1-antes) e Área 1 após o impacto (A1-depois)

A1-antes		**A1-depois**	
N:	121		
Mean:	0,91736	Mean:	0,95041
Median:	0	Median:	0
t test			
Mean difference:	0,033058	95% conf.:	(-0,21169 0,2778)
t :	-0,26743	p (same mean):	0,7896
Exact test not executed (N>22)			
Bayes factor:	0,1046		
Substantial evidence for equal means			
Sign test			
r :	36	p (same median):	0,62541
Wilcoxon test :			
W :	1179,5		
Normal appr. z :	0,25974	p (same median):	0,79506
Monte Carlo (n=99999):	p (same median):	0,79581	
Exact test not executed (N>22)			

Testes para diversas amostras

One-way ANOVA

Usada para verificar diferenças de variância entre diferentes amostras. Deve ser usada em dados com

distribuição normal e variâncias similares, mas se os tamanhos amostrais forem iguais entre as unidades comparadas, então pode ser usada, mesmo sem atender esses critérios. Caso contrário deve-se usar o teste de Kruskal-Wallis (Hammer, 2022).

A normalidade dos dados pode ser verificada por meio do teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade das variâncias (homocedasticidade) pode ser verificada pelo teste de Levene. Se o teste de Levene tiver um resultado significativo e assim indicando variâncias desiguais das amostras, é possível usar a ANOVA para variâncias desiguais, sendo o test *F* de Welch (Hammer, 2022).

Se a ANOVA deu um resultado de diferença significativa, é possível realizar uma comparação com teste de Tukey para comparações múltiplas par a par, sendo este um teste *post hoc*.

No exemplo abaixo, vemos que não houve diferença entre os grupos amostrais conforme a ANOVA. O pressuposto de homegeneidade foi atendido, se o teste de levene tivesse *p* menor que 0,05 então não haveria homogeneidade dos dados.

Tabela 9 - Exemplo dos resultados obtidos em um teste de ANOVA.

Test for equal means					
	Sum of sqrs	**df**	**Mean square**	**F**	**p (same)**
Between groups:	**14,5752**	**3**	**4,85839**	**2,304**	**0,07619**
Within groups:	1010,17	479	2,10891	Permutation p (n=99999)	
Total:	1024,75	482	0,0768		
Components of variance (only for random effects):					
Var(group):	0,02277	Var(error):	2,10891	ICC:	0,010682
omega2:	0,008033				
Levene´s test for homogeneity of variance, from means	**p (same):**	**0,1351**			
Levene´s test, from medians	p (same):	0,4411			
Welch F test in the case of unequal variances: F=2,059, df=265,6, p=0,106					
Bayes factor: 0,0324 (very strong evidence for equal means)					

Mas quando olhamos os resíduos, vemos que os dados não possuem distribuição normal dado o resultado do teste de Shapiro-Wilk.

Shapiro-Wilk W:	0,7994
p(normal)	5,407E-24

Ao olhar o gráfico dos resíduos, também tiveram uma distribuição pouco uniforme e como pode ser visto no histograma também em que há um desvio dos dados para a esquerda, distanciando-os de uma distribuição normal. O que torna inadequado o uso de ANOVA para esses dados escolhidos.

Figura 28 - Plotagem dos resíduos do teste de ANOVA do exemplo escolhido.

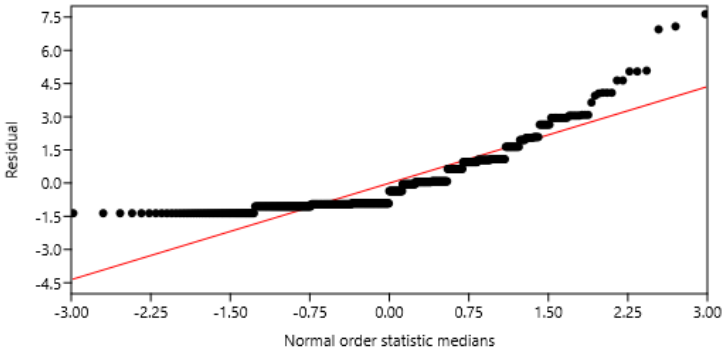
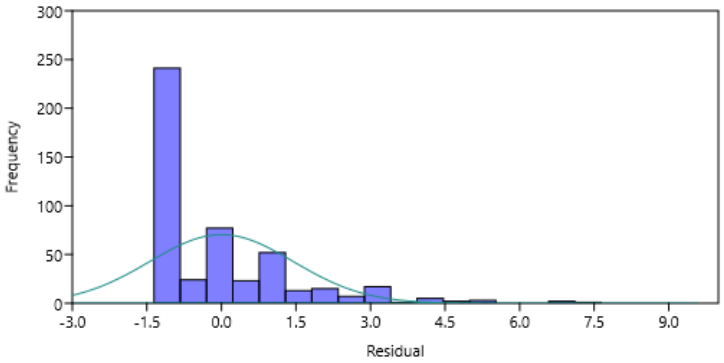


Figura 29 - Histograma dos resíduos do teste de ANOVA do exemplo escolhido.



Teste de Kruskal-Wallis

O teste de Kruskal-Wallis pode ser considerado uma ANOVA não paramétrica, ou seja, a ser usado quando os dados não apresentam uma distribuição normal. Se seu resultado é significativo, existe uma diferença nas medianas dos dados amostrados (Hammer, 2022).

Quando usamos os mesmos dados da ANOVA em um teste não paramétrico, vemos que houve diferença entre os grupos de dados, e como os dados são não paramétricos, esse teste e esse resultado que deve ser considerado válido.

Tabela 10 - Exemplo do resultado do teste de Kruskal-Wallis.

Kruskal-Wallis test for equal medians	
H (chi2):	7,11
Hc (tie corrected):	8,242
p (same):	**0,04126**
There is a significant difference between sample medians	

Correlação

A correlação verifica a relação entre duas variáveis, variando de r = -1 a r = +1, mas é importante ter em mente que essa relação não implica em causa e efeito. Ou seja, que um dos dados seja a causa do outro. Apenas que eles variam juntos e essa variação pode ser causada por um outro fator não identificado.

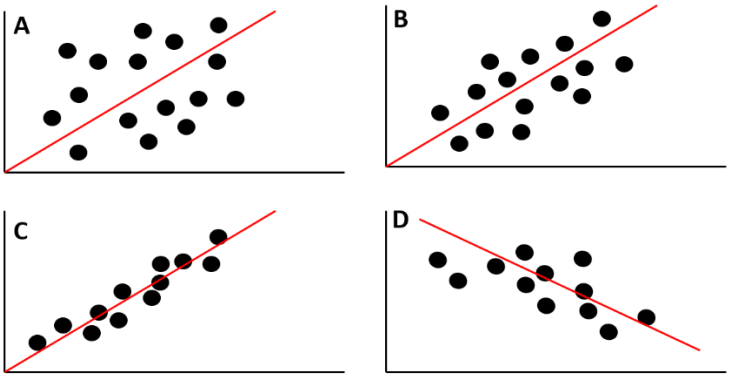
O teste pode ser acompanhado de um gráfico de dispersão que pode ter ou não uma linha de tendência que ajuda a visualizar as relações entre os dados.

Regressão linear

Diferente da correlação, a regressão linear, sim, nos permite fazer inferências sobre a influência de uma variável independente, vamos supor temperatura, sobre uma variável dependente, como abundância, por exemplo. Com o resultado sendo expresso pelo coeficiente de determinação R^2 ou explicação de variância.

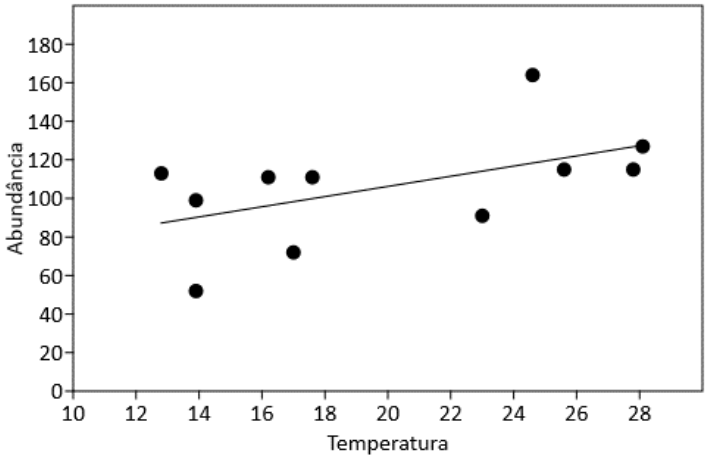
Para usar a regressão também há diversos pressupostos, que podem variar conforme o autor que for consultado, mas deve haver relação linear dos dados, homocedasticidade, normalidade e independência das observações. Alguns autores também recomendam cuidados com *outliers,* por exemplo, entre outros detalhes (Jesussek & Volk-Jesussek, 2024).

Figura 30 - Exemplos de gráficos de regressão linear de menor para maior relação de A até C, em D relação linear inversa.



No exemplo abaixo, usando dados de relação de temperatura e abundância de aves, vemos que não houve uma relação significativa de que o aumento da temperatura atmosférica implique em maior abundância de aves. Pois o resultado da regressão foi: $R^2 = 0,28$; $p = 0,09$.

Figura 31 - Representação gráfica da análise de regressão na relação entre temperatura atmosférica e abundância de aves.



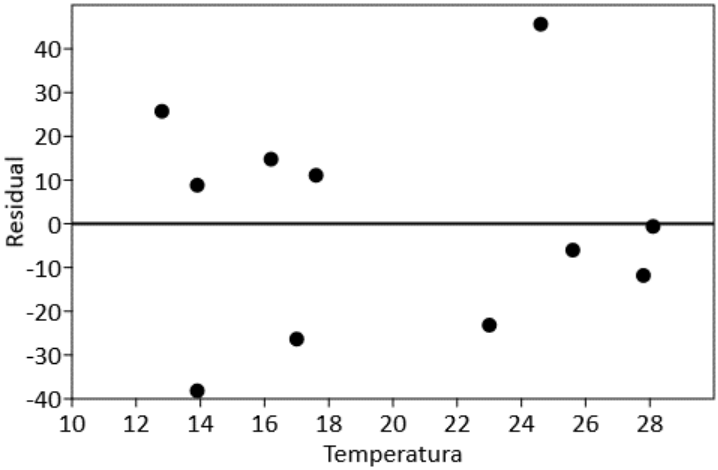
Usando o teste de Durbin-Watson, não houve autocorrelação significativa nos dados. A estatística do teste varia de zero (autocorrelação positiva total) passando por 2 (autocorrelação zero) até 4 (autocorrelação negativa).

Já o teste Bresch-Pagan é usado para verificar a homocedasticidade, que nesse caso não foi rejeitada, tendo em vista o *p* alto. Caso contrário teríamos dados com heterocedasticidade. Isso também pode ser verificado pelo gráfico dos resíduos, pela temperatura que tiveram uma distribuição tipo “céu de estrelas” com boa distribuição, conforme mostrado abaixo.

Durbin-Watson statistic:
1,5355
***p* (no pos. autocorr.):**
0,21634

Breusch-Pagan statistic:
0,18929
***p* (homoskedastic):**
0,66351

Figura 32 - Gráfico dos resíduos da regressão linear pelos dados de temperatura.



Referências

Gotelli, N.J.; Colwell, R.K. 2011. Estimating species richness. In: Magurran, A.E.; McGill, B.J. (eds.). Biological Diversity: frontiers and measurement and assessment. Oxford: Oxford University Press.

Hammer, Ø. 2022. PAST – Paleontological Statisticis. Version 4.12. Reference manual. University of Oslo.

Jesussek, M.; Volk-Jesussek, H. 2024. Statistics made easy: a clear and simple introduction. DATAtab.

Capítulo 9 – Análise multivariada para estudos de fauna

Agora vamos entrar nas análises multivariadas que usam dados mais complexos, como interações entre diferentes matrizes e dados, e muitas das quais também são usadas mais com finalidade exploratória de tentar identificar padrões em amplos conjuntos de dados.

Análise de Componentes Principais (PCA)

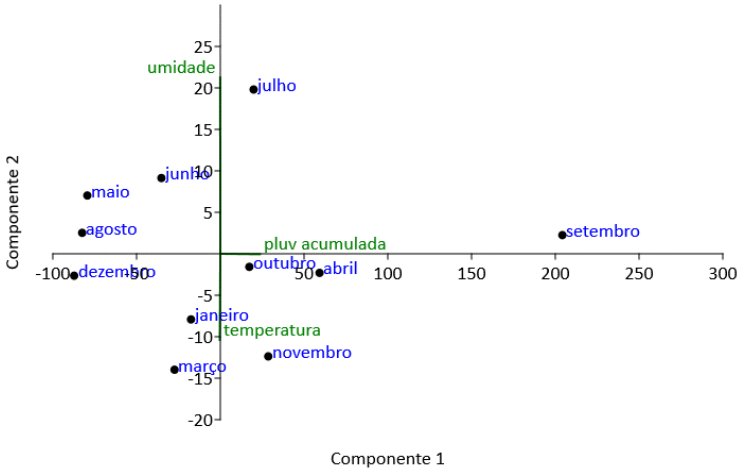
A Análise de Componentes Principais (PCA) cria variáveis hipotéticas (componentes) a partir de diversas variáveis ambientais amostradas, de forma a gerar variáveis hipotéticas que representem o melhor possível a variância dos dados que foram amostrados, de forma a se ter uma redução do número de variáveis com as quais se está trabalhando.

A PCA fornece resultados em autovalores (*eigenvalues*) e autovetores (*eigenvectors*). Em alguns programas, como no Past, se deve atentar para a opção de escolha de tipo de matriz de dados antes de rodar as análises. Se a matriz de dados for toda composta pelo mesmo tipo de variáveis, como, exemplo, medidas em centímetros, deve-se usar uma opção de matriz de variância-covariância. Mas se os dados forem de diferentes tipos de unidades de medida, então se deve usar uma opção de matriz de correlação ou variância-covariância normalizada, onde os dados são normalizados dividindo-os por seu desvio padrão (Hammer, 2022).

Tabela 11 - Exemplo de uma tabela de resultado de Análise de Componentes Principais.

PC	Eigenvalue	% variance
1	6974	98,392
2	96,2637	1,3581
3	17,7154	0,24994

Figura 33 - Ordenação gráfica gerada na Análise de Componentes Principais, onde poderíamos verificar, por exemplo, que o mês de julho esteve associado com maiores valores de umidade do ar e os meses de novembro, janeiro e março com maior temperatura atmosférica.

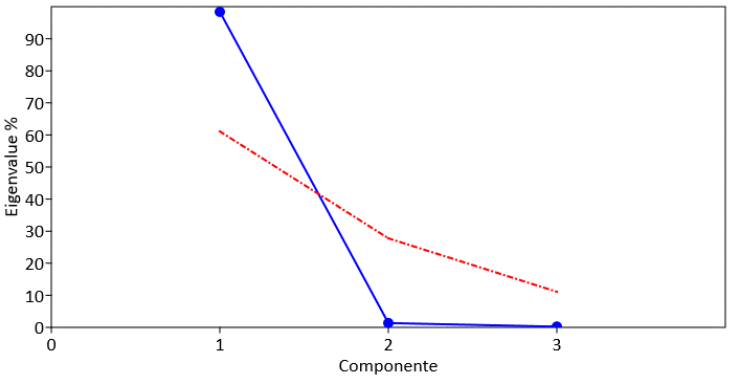


Dessa forma, os autovalores dão a medida de variância gerada pelos autovetores, que seriam os componentes gerados pela análise. Assim essas análises costumam também ofertar uma tabela com o percentual de variância explicado por cada componente, se a maioria da variância é explicada por um ou dois componentes, então a ordenação gráfica está adequada e pode ser utilizada. Mas se

vários componentes são responsáveis por explicar a variância dos dados, então a análise não vai servir a seu objetivo (Hammer, 2022).

Outra forma de verificar se a PCA teve um resultado válido em termos da ordenação gerada, é por meio do *scree plot*, sendo uma plotagem dos resultados dos autovalores (*eigenvalues*). Tais plotagens podem ter junto um modelo *Broken Stick*, assim os autovalores que tiverem seus resultados acima da linha gerada por esse modelo, tiveram uma explicação significativa na ordenação gerada (Hammer, 2022). Sendo então possível verificar que se houverem mais de dois autovalores acima da linha de *Broken Stick*, então não é uma consistência adequada na ordenação da PCA.

Figura 34 - Plotagem com o modelo *Broken Stick.*



Importante ter em mente também que essa análise em geral é mais usada para dados abióticos, contagens ou medidas, e não muito para dados, por exemplo, de abundâncias populacionais.

Essa análise também gera uma ordenação gráfica, denominada *scatter plot*, ou gráfico de dispersão, onde é possível verificar os dados amostrais dispostos entre as coordenadas geradas entre os dois principais componentes

explicativos da análise. Também é possível realizar uma plotagem *biplot* na PCA quando então são inseridos os eixos das variáveis originais no gráfico, auxiliando a explicar quais dessas variáveis tiveram maior influência sobre os componentes ou sobre as amostras (Hammer, 2022).

Por meio do *loading plot* também é possível verificar a contribuição de cada variável para os diferentes componentes e assim tentar interpretar as diferentes influências sobre os dados registrados.

Tabela 12 - Tabela com a contribuição das diferentes variáveis abióticas para os componentes principais (PC) gerados na análise.

	PC 1	PC 2	PC 3
temperatura	-0.014618	-0.43902	0.89836
umidade	-0.0048932	0.89848	0.43899
pluv acumulada	0.99988	-0.0020211	0.015282

Análise de Coordenadas Principais (PCoA)

A Análise de Coordenadas Principais (PCoA) também gera ordenações como a Análise de Componentes Principais (PCA), no entanto, nessa análise é possível usar diferentes distâncias e índices de similaridade. Isso é mais indicado para quando estamos lidando com dados populacionais, como incidência ou abundância de espécies, diferente da PCA que utiliza distância euclidiana para a ordenação dos dados. Os resultados também apresentam os autovalores (*eigenvalues*) representando os autovetores gerados na ordenação, nesse caso também devendo se atentar para que o maior poder explicativo seja gerado preferencialmente por duas coordenadas principais que expliquem o maior percentual de variância dos dados. Essa análise também gera uma

ordenação gráfica, denominada *scatter plot*, ou gráfico de dispersão, onde é possível verificar a dispersão dos dados amostrais dispostos entre as duas principais coordenadas explicativos da análise (Hammer, 2022).

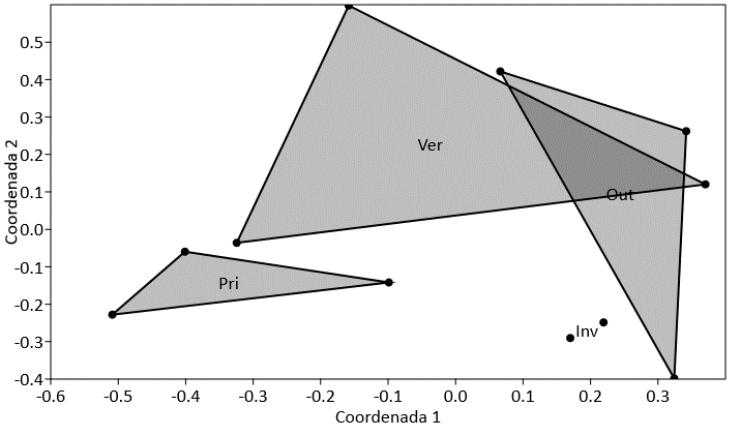
Eventualmente a ordenação dos dados na representação *scatter plot* pode apresentar uma distribuição arqueada, chamada de "ferradura" ou "efeito arco", isso ocorre por processos matemáticos subjacentes à análise, mesmo em dados de gradientes ou dados que sejam completamente lineares isso pode ocorrer e não deve ser interpretado como uma distribuição normal dos dados.

Nesse sentido, no caso do programa Past, é possível fazer correções chamadas de transformação exponencial, que reduzem esse efeito e podem, por exemplo, recuperar a distribuição em gradiente dos dados (Podani & Miklós, 2002). Apesar disso alguns autores ainda argumentam que esse efeito "ferradura" dos dados poderia ocorrer devido à distribuição normal que os dados podem adquirir ao longo de gradientes ambientais (Palacio et al., 2020).

Tabela 13 - Exemplo de tabela de resultados de uma Análise de Coordenadas Principais.

Eixo	Eigenvalue	Percentual
1	0,53625	27,941
2	0,34779	18,121
3	0,26993	14,065
4	0,20071	10,458
5	0,15277	7,9601
6	0,12433	6,4781
7	0,10417	5,4275
8	0,086056	4,4839
9	0,056821	2,9606
10	0,040388	2,1044
11	6,7818E-17	3,5336E-15

Figura 35 - Exemplo de plotagem gráfica do resultado de uma Análise de Coordenadas Principais, onde verificamos certa sobreposição entre as amostras de verão (Ver) e outono (Out), indicando maior similaridade em sua composição de espécies. E maior diferenciação das amostras de primavera (Pri) e inverno (Inv).



Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS)

Essa análise também gera uma ordenação dos dados, usando diferentes distâncias e índices de similaridade e uma abordagem não paramétrica, podendo gerar representações 2D ou 3D, usando duas ou mais coordenadas explicativas. Alguns autores consideram a melhor análise de ordenação para análise de dados ecológicos (i.e. Palacio et al., 2020).

A qualidade da ordenação gerada pode ser verificada pelo *Shepard plot*, que indica a qualidade do resultado, quanto mais linear e ascendente a dispersão dos pontos nesse gráfico, melhor a qualidade da ordenação obtida (Hammer, 2022). Esse resultado é expresso pelo *stress*, indicando a qualidade da ordenação em refletir a matriz de distância original gerada a partir da matriz de dados (Palacio

et al., 2020). Considera-se que valores de *stress* acima de 0,20 indicam uma ordenação de NMDS de baixa qualidade.

Figura 36 - Exemplo de plotagem gráfica do resultado de uma análise NMDS, onde verificamos certa sobreposição entre as amostras de verão (Ver) e outono (Out), indicando maior similaridade em sua composição de espécies. E maior diferenciação das amostras de primavera (Pri) e inverno (Inv).

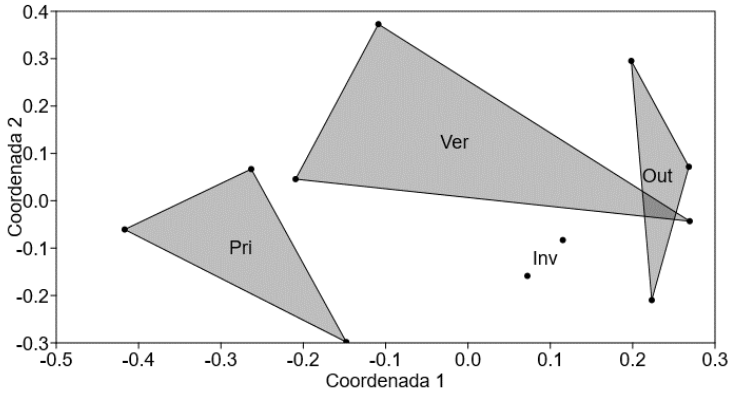
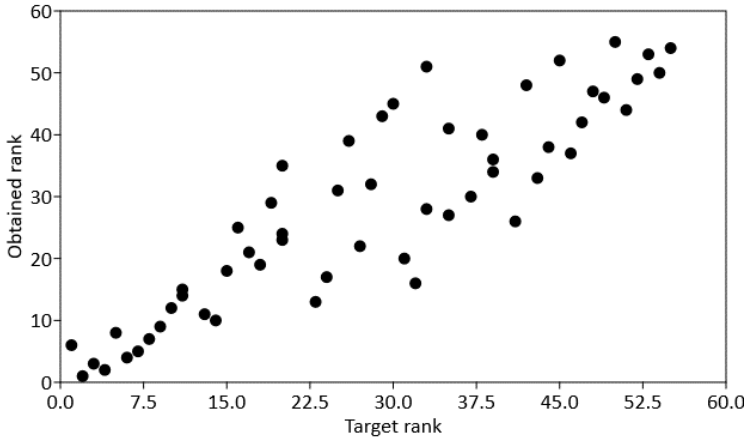


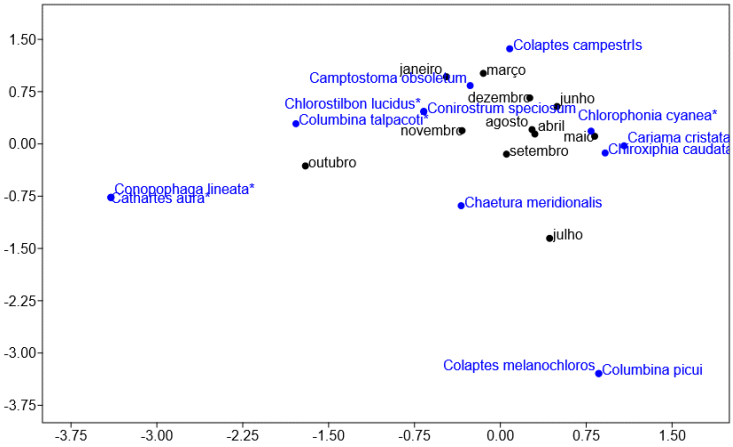
Figura 37 - Exemplo de uma plotagem de *shepard plot* com *stress* = 0,23.



Análise de Correspondência

A Análise de Correspondência (CA) também é uma análise de ordenação, sendo utilizada para dados de contagem. No caso para verificar associação (colunas) que tenham contagens de táxons ou táxons contados (linhas) entre associação. Assim como as análises anteriores, os resultados explicativos de cada eixo gerado na análise são dados por autovalores, nesse caso também com um percentual de explicação da ordenação gerada. Essa análise também gera uma ordenação gráfica, denominada *scatter plot*, ou gráfico de dispersão, onde é possível verificar a dispersão dos dados amostrais dispostos entre as duas principais coordenadas explicativas da análise (Hammer, 2022).

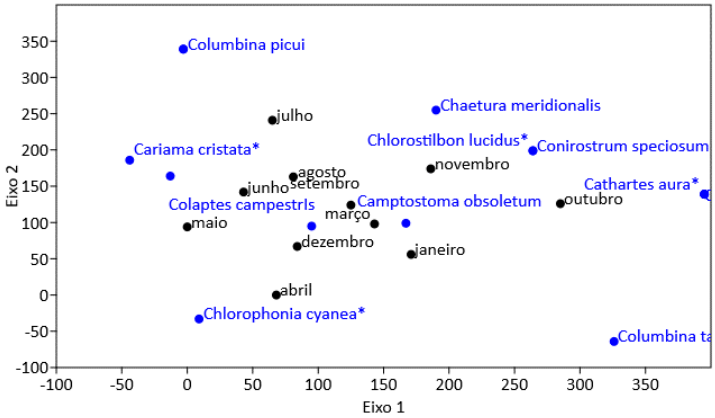
Figura 38 - Exemplo de *scatter plot* de uma Análise de Correspondência, onde se verifica a maior associação de uma dada espécie de ave com certa amostra (mês), baseado na proximidade entre estes na plotagem.



Análise de Correspondência Destendenciada (DCA)

A Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) é indicada para estudos ecológicos que usam dados de abundância, assim como na Análise de Correspondência, tendo resultados de autovalores e percentual de contribuição explicativa para os eixos gerados (Hammer, 2022).

Figura 39 - Exemplo de *scatter plot* de uma Análise de Correspondência Destendenciada, onde se verifica a maior associação de uma dada espécie de ave com certa amostra (mês), baseado na proximidade entre estes na plotagem.



Análise de Correspondência Canônica (CCA)

A Análise de Correspondência Canônica (CCA) é uma ferramenta estatística multivariada que pode ser usada na avaliação de impactos ambientais para analisar e interpretar as relações entre as distribuições de espécies e variáveis ambientais (abióticas). Ao avaliar os impactos sobre a fauna, a CCA é particularmente valiosa para compreender como diferentes fatores ambientais, como tipo de *habitat*, qualidade da água e cobertura vegetal, se correlacionam com a abundância e a diversidade das espécies. Com o uso da CCA, os pesquisadores podem identificar quais variáveis ambientais mais influenciam a distribuição da fauna, o que lhes permite detectar padrões ecológicos sutis e possíveis fatores de estresse nos ecossistemas antes e depois da implementação de um projeto. Essas informações podem orientar o desenvolvimento de estratégias de atenuação mais

direcionadas, garantindo que os impactos do projeto sobre a fauna sejam minimizados e que a conservação da biodiversidade seja priorizada.

A Análise de Correspondência Canônica (CCA) permite analisar duas matrizes de dados, uma constituída de dados biológicos, como abundância ou incidência de espécies (presença/ausência) por área amostral, e outra de dados abióticos dessas mesmas áreas amostrais, como, temperatura, pluviosidade, etc. (Hammer, 2022).

A consistência dos dados também depende do percentual de explicação dos eixos gerados na ordenação gráfica, tanto em termos de percentual de explicação quanto em termos de valor *p*.

A análise gera um gráfico que permite interpretar as possíveis relações entre as diferentes variáveis bióticas e abióticas. Não com alta precisão, mas de forma exploratória para verificar quais fatores podem estar influenciando na distribuição espacial ou temporal das espécies.

Quando você usa várias variáveis abióticas juntas nas comparações, essas têm como base diferentes unidades de medida, por exemplo, temperatura, pluviosidade e umidade, são escalas diferentes. Assim, alguns autores afirmam que as diferentes formas como esses dados variam, e suas diferentes grandezas, podem causar tendências indesejadas nos resultados. Por isso tais autores recomendam realizar uma transformação desses dados, seja tirando a raiz quadrada dos mesmos, fazendo uma transformação log ou z-score. Assim eles variariam de forma similar, não mais como por exemplo 50 mm de chuva em um mês, 300 mm em outro, enquanto a temperatura varia de 10 graus a 20 graus, que parece uma amplitude bem menor.

Porém, outros autores dizem que fazer a transformação dos dados pode inibir a realidade das informações que eles transmitem, então é importante avaliar na análise como os resultados vão se comportar e se haverá

diferenças nos resultados com ou sem a transformação dos dados.

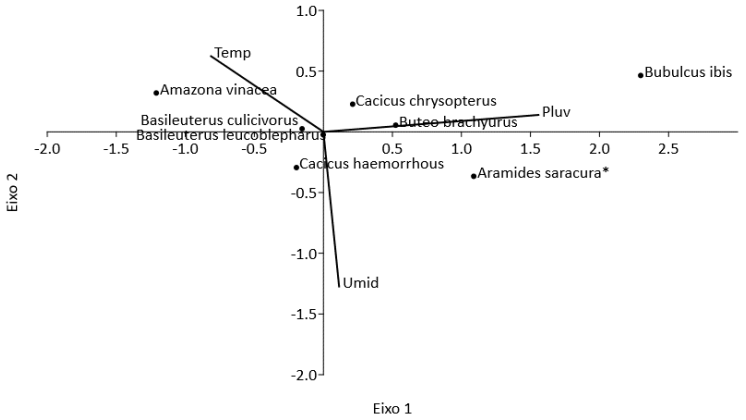
Tabela 14 - Exemplo do resultado do percentual de explicação de cada eixo gerada na Análise de Correspondência Canônica com respectivos resultados de autovalores (*eigenvalue*).

Eixo	Eigenvalue	%
1	0,11891	86,28
2	0,018898	13,71
3	3,1406E-06	0,002279

Tabela 15 - Exemplo do resultado do valor de *p* de cada eixo gerada na Análise de Correspondência Canônica com respectivos resultados de autovalores (*eigenvalue*).

Eixo	Eigenvalue	*p*
1	0,1189	0,158
2	0,0189	0,793
3	3,141E-06	0,516

Figura 40 - Exemplo de resultado gráfico de Análise de Correspondência Canônica, verificando influência de temperatura atmosférica (Temp), pluviosidade (Pluv) e umidade do ar (Umid) sobre algumas espécies de aves. Quanto maior o vetor de uma variável abiótica maior sua influência sobre o determinado quadrante cartesiano, o mesmo sendo válido para sua proximidade em relação ao eixo. Quanto mais próxima uma espécie de um desses vetores, maior a influência dessa variável abiótica sobre os registros dessa espécie. Por exemplo, maior influência de maior temperatura sobre mais registros de *Amazona vinacea* e maior influência de maior pluviosidade sobre registros de *Cacicus chrysopterus, Buteo brachyurus* e *Aramides saracura*.



Índices de similaridade

Os índices de similaridade são usados para verificar o quão semelhantes são certas áreas, unidades ou campanhas amostrais.

Por exemplo, para dados de incidência de espécies, o índice de Jaccard compara o número de espécies compartilhadas entre as assembleias combinadas, fazendo uma análise global. Enquanto o índice de Sorensen compara o número de espécies compartilhadas pelo número médio de

espécies de uma assembleia, fazendo uma análise local. Ao serem obtidos os resultados desses índices, é possível multiplicar esse por 100 para se ter um resultado percentual, com 0% indicando amostras totalmente diferentes e 100% amostras totalmente iguais.

Para dados de abundância há o Morisita e Bray-Curtis, o primeiro varia de 0 (menos similar) a 1 (mais similares). Porém esse segundo (Bray-Curtis), pode confundir diferenças de abundância com diferenças de composição. Esse índice pode dar resultados próximos de 0 quando o tamanho das amostras é muito diferente, nessas situações pode indicar resultados próximos de 0 quando as amostras possuem a mesma composição de espécies e também quando possuem composições totalmente diferentes. Ou seja, para usar a similaridade de Bray-Curtis se deve ter amostras de tamanho igual. Enquanto índice de Morisita aparenta ser menos enviesado pelo tamanho da amostra do que o Bray-Curtis.

O índice de Manhattan utiliza a abundância relativa, ao invés da abundância absoluta como o Bray-Curtis. Tal índice é invariável à densidade e assim pode ser usado para comparativos de composição de espécies também.

Similaridades usando o índice de Gini-Simpson e a diversidade de Shannon, não podem ser usados para fazer inferências sobre composição de espécies em comparações temporais ou espaciais.

Jaccard - funciona com dados de incidência (presença-ausência), quanto maior seu valor, maior a similaridade entre as amostras, com o valor máximo sendo 1 (Palacio et al., 2020).

Bray-Curtis - funciona com dados quantitativos (abundância) ou de incidência (presença-ausência), quanto maior seu valor, maior a similaridade entre as amostras, com o valor máximo sendo 1 (Palacio et al., 2020).

Kulczynski - funciona com dados de incidência (presença-ausência), quanto maior seu valor, maior a similaridade entre as amostras (Palacio et al., 2020).

Euclidiana - a distância euclidiana é geralmente usada para finalidades de estudos taxonômicos, em termos de seus caracteres. Ela até pode ser usada em dados de presença-ausência, mas não é recomendado. Em geral se usa com dados quantitativos ou discretos. Quanto maior seu valor, menor a similaridade e 0 indica máxima semelhança entre as amostras (Palacio et al., 2020).

Manhattan - É uma distância similar à euclidiana, mas que, usada para as mesmas finalidades, funciona melhor do que ela. Ela até pode ser usada em dados de presença-ausência, mas não é recomendado. Em geral se usa com dados quantitativos ou discretos. Quanto maior seu valor, menor a similaridade e 0 indica máxima semelhança entre as amostras (Palacio et al., 2020).

Morisita - funciona com dados de abundância relativa, praticamente independe do tamanho amostral, mas recomenda-se que não seja usada para amostras muito pequenas. Valores maiores indicam maior similaridade, representada por 1 (Palacio et al., 2020).

Dice - funciona igual à similaridade de Sorensen, usando dados de presença-ausência, dado maior peso para dados de presença dupla e excluindo duplas ausências, dando mais peso à presença do que à ausência (Palacio et al., 2020). Funciona com dados de incidência (presença-ausência), quanto maior seu valor, maior a similaridade entre as amostras, com o valor máximo sendo 1 (Palacio et al., 2020).

Simpson - funciona com dados de presença-ausência e confere maior similaridade quanto a composição de espécies de uma unidade amostral; é igual ou está completamente aninhada (contida) em outra unidade amostral (Palacio et al., 2020; Hammer, 2022).

Gower - funciona com diferentes tipos de dados ao mesmo tempo, como variáveis discretas e contínuas, por isso pode ser usada algumas vezes em PERMANOVA quando se querem comparar ao mesmo tempo, por exemplo, diferentes variáveis de diferentes unidades amostrais. Quanto maior seu valor, maior a similaridade entre as amostras, com o valor máximo sendo 1 (Palacio et al., 2020).

A correlação de **Pearson** também pode ser usada para verificar a similaridade entre amostras, nesse caso com seus resultados variando de -1 (menos similar) a 1 (mais similar).

Muitos desses índices possuem versão para similaridade e também para dissimilaridade, quando também são denominados de distância. Quando lidamos com a similaridade, maiores valores indicam maior semelhança entre comunidades, e quando lidamos com dissimilaridade (ou distância), maiores valores indicam maior diferença entre as comunidades. Portanto, é sempre importante saber com qual tipo de fórmula você está lidando e evitar inferências errôneas.

Tabela 16 - Exemplo de uma tabela com resultado de índices de similaridade de Jaccard. A similaridade geralmente dá um resultado em números decimais, mas é possível, como mencionado antes, multiplicar esse valor por 100 e ter um valor percentual que fica mais compreensível. Em geral os resultados são expressos em tabelas como essa, onde é possível fazer as comparações par a par de similaridade. Com alguns comandos no Excel é possível colorir de forma automática as numerações de maior valor e menor valor, o que facilita o processo de escrita.

	Out	Nov	Dez	Jan	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago
Nov	0,40									
Dez	0,33	0,53								
Jan	0,38	0,46	0,58							
Mar	0,36	0,31	0,37	0,42						
Abr	0,40	0,26	0,29	0,34	0,38					
Mai	0,30	0,24	0,38	0,33	0,39	0,58				
Jun	0,31	0,30	0,35	0,39	0,37	0,40	0,46			
Jul	0,36	0,27	0,33	0,39	0,25	0,49	0,47	0,32		
Ago	0,43	0,36	0,36	0,43	0,33	0,50	0,47	0,44	0,61	
Set	0,39	0,34	0,41	0,41	0,31	0,47	0,47	0,36	0,52	0,55

Análise de agrupamento (*cluster analysis*)

A análise de agrupamento é um método estatístico que pode ser usado na avaliação de impactos ambientais para classificar e agrupar espécies ou locais com base em semelhanças nas características ecológicas, ajudando a identificar padrões na distribuição e abundância da fauna. Nos estudos ambientais, a análise de agrupamento pode

revelar como diferentes grupos de espécies são influenciados por variáveis ambientais ou impactos de projetos, como fragmentação de *habitat*, poluição ou ruído. Ao agrupar espécies ou tipos de *habitat* semelhantes, essa técnica ajuda os profissionais a entender a estrutura do ecossistema e detectar mudanças ao longo do tempo devido a atividades antropogênicas. A análise de agrupamento é particularmente útil para identificar espécies sensíveis ou indicadoras que podem responder de forma mais perceptível às mudanças ambientais, bem como para avaliar os pontos críticos de biodiversidade que exigem proteção especial. Quando incorporada aos estudos ambientais, a análise de agrupamento ajuda a priorizar os esforços de conservação, refinar as estratégias de mitigação e informar os planos de gerenciamento adaptativo que melhor preservam a fauna local e a resiliência do ecossistema.

A análise de agrupamento (*cluster analysis*) é uma ordenação hierárquica dos dados; gera um gráfico de dendrograma demonstrando o quão similares ou agrupadas são as amostras analisadas. Assim, as unidades amostrais vão sendo reunidas em diferentes grupos de similaridade, apesar de algumas vezes os limites de onde começa e termina um grupo não ser muito claro.

Pode-se fazer a análise tanto para verificar similaridade entre unidades amostrais (áreas ou campanhas, por exemplo), quanto a similaridade referente ao tipo de distribuição temporal ou espacial por parte das espécies analisadas. Existem diferentes opções quanto ao tipo de algoritmo usado para formar o mesmo, sendo:

- *Unweighted pair-group average* (UPGMA) – em que os agrupamentos formados são baseados na distância média entre todas as comparações pareadas de possíveis grupos;

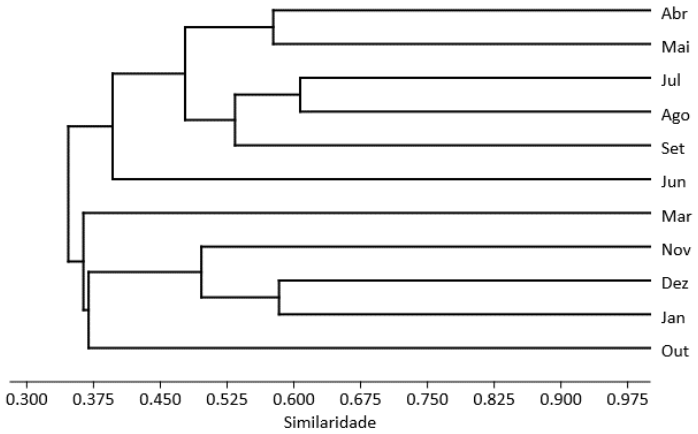
- *Single linkage* (*nearest neighbor*) – os agrupamentos são formados baseados na menor distância entre os comparativos pareados;
- Método de Ward – os agrupamentos são formados de forma a minimizar a variância intragrupo.

Tais algoritmos não são um melhor do que o outro e é possível realizar todos para verificar qual se adequa mais à realidade do estudo. O método de Ward usa distância euclidiana para formar os grupos da análise, enquanto o algoritmo UPGMA e o *single linkage* permitem a incorporação dos diferentes índices de similaridade para formarem o seu gráfico de dendrograma (Hammer, 2022).

As diferentes técnicas geram uma ordenação a partir de uma matriz de similaridade e nem sempre poderão representar de forma fidedigna, assim, para saber se a ordenação gerada na análise de agrupamento é um resultado confiável pode-se usar o coeficiente de correlação cofenética. Dessa forma, dentre os diferentes algoritmos usados, aquele que apresentar maior valor desse coeficiente estará representando melhor a matriz de similaridade original dos dados. Alguns autores também consideram que de forma geral, uma ordenação de agrupamento adequado está relacionada com um coeficiente de correlação cofenética maior do que 0,70.

Sobre a quantidade de grupos que são formados, geralmente esses são definidos se fazem algum sentido de âmbito ambiental ou ecológico, por exemplo, se campanhas realizadas nas mesmas estações do ano ou em estações com temperaturas similares ficaram inseridas em um mesmo grupo de similaridade.

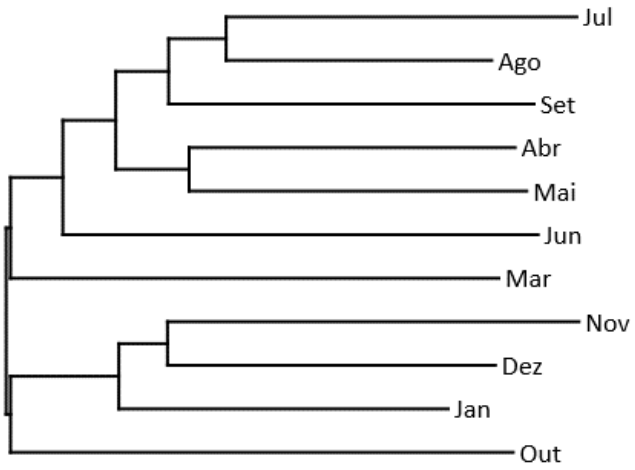
Figura 41 - Exemplo de análise de agrupamento (*cluster analysis*), usando algoritmo UPGMA e similaridade de Jaccard, onde o coeficiente de correlação cofenética foi de 0,85 indicando uma boa ordenação dos dados. Olhando para o dendrograma é possível ver que houve formação de dois grupos distintos, um formado pelos meses mais quentes do ano e outro pelos meses frios. O que indicaria uma diferenciação, nesse caso, da avifauna, ao longo desses períodos, o que faz sentido, considerando que para esses dados nos meses mais quentes há maior detectabilidade de espécies e presença de espécies migratórias.



Neighbour joining

O *Neighbour joining* é outro método de agrupamento hierárquico, criado inicialmente para estudos filogenéticos, mas que também pode ser aplicado em estudos ecológicos e ambientais. Considerando-se que algumas vezes pode ser superior ao algoritmo UPGMA em seus resultados.

Figura 42 - Exemplo de análise *neighbour joining* com os mesmos dados usados na análise de agrupamento; vemos também uma maior distinção ainda dos meses mais quentes do ano, novembro, dezembro, janeiro e outubro, em termos de composição de espécies.



Partição da dissimilaridade

Anteriormente falamos da similaridade, mas também existe a dissimilaridade. A dissimilaridade pode ser dividida em dois processos, o *turnover* de espécies, ou seja, alterações na composição de espécies entre diferentes amostras; e também o aninhamento de espécies, quando um grupo de espécies é um subconjunto das espécies presentes em outra amostra, o que também gera uma maior dissimilaridade.

Então, por exemplo, se entre duas amostras tivemos 40% de similaridade na composição de espécies, os outros 60% remanescentes são a sua dissimilaridade. Ao particionar ou dividir essa dissimilaridade é possível saber o quanto dessa diferença ocorre por causa de alterações na composição de

espécies entre as duas amostras e quanto é por processos de aninhamento, que também implicam em maior ou menor riqueza.

Isso amplia muito o nível de discussão principalmente em estudos ambientais, pois além de sabermos qual o percentual de espécies que pode estar continuando o mesmo ao longo do tempo, também podemos ver se as diferenças geradas são por alterações na composição de espécies, ou seja, *turnover*; ou por aumentos ou reduções de espécies, ou seja, aninhamento de espécies.

No exemplo abaixo de dados temporais, vemos que a similaridade ao longo dos anos variou entre 41% a 89%. Ao ser realizada a partição da dissimilaridade, verificamos que entre os anos ocorreram variações na composição de espécies que variaram entre 3,23% e 28,10% (*turnover*) e os processos de aninhamento variaram entre 3,13% e 39,34%, que ao ser analisado os em questão ocorreu pelo aumento da riqueza de espécies ao longo do tempo.

Então vemos que entre todos os anos houve uma alta similaridade na composição de espécies, com as maiores diferenciações ocasionadas por aumentos de riqueza nesse caso, mas poderiam ser reduções de espécies, e uma menor contribuição dos processos de *turnover*, alterando a composição das espécies ao longo do tempo.

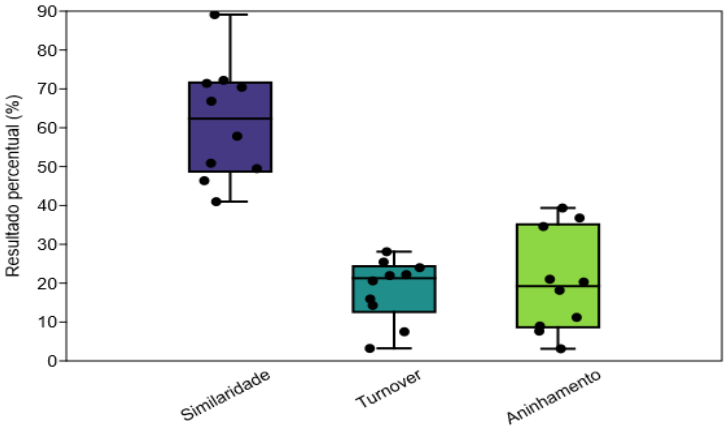
Tabela 17 - Exemplo de resultado de índice de similaridade de Jaccard entre anos amostrais de avifauna.

Similaridade (%) / Ano amostral				
	2000	2005	2010	2015
2005	50,88			
2010	49,48	66,83		
2015	46,38	72,20	89,11	
2020	40,99	57,83	70,43	71,43

Tabela 18 - Exemplo da partição da dissimilaridade remanescente da similaridade acima.

***Turnover* (%) / Ano amostral**				
	2000	2005	2010	2015
2005	28,10			
2010	15,93	21,97		
2015	14,29	7,50	3,23	
2020	22,22	24,00	20,59	25,44
Aninhamento (%) / Ano amostral				
	2000	2005	2010	2015
2005	21,02			
2010	34,59	11,20		
2015	39,34	20,30	7,67	
2020	36,79	18,17	8,98	3,13

Figura 43 - Exemplo de *box plot* e *jitter plot* com a plotagem dos dados de similaridade e dissimilaridade apresentados nas tabelas acima.



ANOSIM (One-Way Analysis of Similarity)

A ANOSIM é uma análise que permite verificar a diferença entre dois ou mais grupos, pode ser muito útil para comparações de diferenças na composição de espécies entre diferentes amostras (e.g. áreas ou campanhas), usando diferentes distâncias baseadas em índices de similaridade. Normalmente é usada baseada na presença e ausência de espécies distribuídas entre diferentes amostras, onde grupos dessas amostras devem ser comparados (Hammer, 2022). O resultado é expresso em uma estatística *R*, cujo valor elevado, até 1, significa uma diferença entre os grupos. Enquanto valores negativos, indicam uma elevada similaridade entre as amostras.

Na análise anterior nós vimos como verificar alterações de composição de espécies entre amostras, mas também é possível testar se tais alterações ou diferenças são significativas. Usando o mesmo exemplo sazonal, verificamos que não houve diferença na composição de espécies entre estações do ano, conforme a ANOSIM, nem mesmo na comparação par a par que é possível fazer.

Tabela 19 - Exemplo de resultado de análise ANOSIM.

Permutation N:	9999
Mean rank within:	23,05
Mean rank between:	29,1
R:	**0,22**
p (same):	**0,14**

Tabela 20 - Exemplo de comparativo par a par de estações do ano dos dados anteriores na análise ANOSIM.

R	Pri	Ver	Out	Inv
Pri		0,1852	0,7037	0,3333
Ver	0,1852		0	0,08333
Out	0,7037	0		-0,2083
Inv	0,3333	0,08333	-0,2083	
p	Pri	Ver	Out	Inv
Pri		0,2982	0,1037	0,4032
Ver	0,2982		0,4001	0,3973
Out	0,1037	0,4001		0,9034
Inv	0,4032	0,3973	0,9034	

PERMANOVA (One-Way Permutational MANOVA)

A PERMANOVA é uma versão não paramétrica da MANOVA usada para comparações entre dois ou mais grupos de dados, usando junto diferentes índices ou distâncias de similaridade. Normalmente é baseada para comparações de diferenças de composição de espécies entre diferentes grupos de amostras, mas também pode ser usada apenas como uma MANOVA não paramétrica, caso o pesquisador esteja lidando com esses tipos de distribuição em seus dados (Hammer, 2022). Seus resultados também são expressos em valor de estatística *F*.

Usando os mesmos dados da ANOSIM, vemos que também não houve diferença na composição de espécies entre as estações do ano, nesse caso, ambas as análises responderam de forma similar aos dados.

Tabela 21 - Exemplo de resultado de análise PERMANOVA.

Permutation N:	9999
Total sum of squares:	1,875
Within-group sum of squares:	1,178
F:	**1,382**
p (same):	**0,0844**

Tabela 22 - Exemplo de comparativo par a par de estações do ano dos dados anteriores na análise PERMANOVA.

F	Pri	Ver	Out	Inv
Pri		1,233	2,092	1,756
Ver	1,233		1,013	1,315
Out	2,092	1,013		0,9002
Inv	1,756	1,315	0,9002	
p	Pri	Ver	Out	Inv
Pri		0,3088	0,1031	0,2028
Ver	0,3088		0,5009	0,3051
Out	0,1031	0,5009		0,5954
Inv	0,2028	0,3051	0,5954	

PERMDISP (Test for multivariate dispersion)

A PERMDISP é usada para testar a diferença de dispersão dos dados entre dois ou mais grupos, usando diferentes distâncias e índices de similaridade (Hammer, 2022). Usando os dados anteriores vemos que não houve diferença na dispersão dos dados, mas adiante vamos ver que essa análise costuma ser usada junto com a PERMANOVA para ajudar a validar seus resultados.

Tabela 23 - Exemplo de resultado da análise PERMDISP.

Test for equal multivariate dispersions					
	Sum of sqrs	df	Mean square	F	p (same)
Between groups:	0,024357	3	0,008119	**4,36**	**0,0668**
Within groups:	0,013034	7	0,001862		
Total:	0,03739	10			

ANOSIM + PERMANOVA + PERMDISP

Como mencionado antes, usamos a PERMANOVA para verificar se existe diferença na composição de espécies entre as amostras, porém em algumas situações a variação intra-amostra é muito alta, uma grande dispersão dos dados, maior em um grupo do que no outro, fazendo com que a PERMANOVA indique uma diferença de composição de espécies quando ela não existe (Silva et al., 2022). Daí entra a complementação com a PERMDISP, que, se indicar uma diferença na dispersão dos dados, pode inviabilizar o resultado da PERMANOVA, que se deveria mais a problemas de dispersão de dados do que de diferença de composição de espécies.

Essas diferentes sensibilidades também ocorrem entre ANOSIM e PERMANOVA, de forma que elas devem ser usadas de forma complementar para aumentar a acurácia da afirmação de ter havido ou não alterações significativas na composição de espécies entre amostras (Sommerfield et al., 2021).

SIMPER (Similarity Percentage)

Agora, você viu que ocorreram variações na composição de espécies entre amostras (*turnover*), viu que essas diferenças foram significativas... é possível saber quais espécies mais contribuíram para essa diferenciação?

A análise SIMPER permite verificar quais os táxons que mais contribuíram para a diferenciação entre grupos de amostras. A significância de tal comparação pode ser realizada por meio dos testes de ANOSIM, PERMANOVA e PERMDISP, com suas respectivas combinações. Geralmente nesse teste é usada a distância de similaridade de Bray-Curtis, para dados de abundância, cujo resultado multiplicado por 100 fornece um valor percentual (Hammer, 2022).

Em caso de uso com dados de presença-ausência, o resultado produzido é um valor de frequência de ocorrência entre as amostras. O teste também fornece um valor de dissimilaridade para cada táxon, um valor total de dissimilaridade entre as amostras e as contribuições percentuais de cada táxon para esse valor.

Tabela 24 - Exemplo de uma tabela de resultado da análise SIMPER, de espécies que mais contribuíram para a diferenciação temporal de nossos dados de avifauna usados nos exemplos anteriores. Vemos que algumas espécies tiveram maior frequência durante a primavera e inverno, o que contribui para a diferenciação da similaridade dessas estações. Cabe ao pesquisador ou consultar analisar os dados da relação amostra-espécie e interpretá-los se possuem alguma explicação ecológica.

Espécie	Dissimilaridade média	Contrib.%	Primavera	Verão	Outono	Inverno
Cyanoloxia brissonii	0,6498	1,452	100	33,3	0	100
Tolmomyias sulphurescens	0,6432	1,437	100	0	33,3	100
Lepidocolaptes falcinellus	0,639	1,428	100	100	0	50
Tangara sayaca	0,639	1,428	100	100	0	50
Cariama cristata	0,6359	1,421	33,3	0	100	50
Sicalis flaveola	0,6239	1,394	100	66,7	0	0
Chaetura meridionalis	0,6033	1,348	66,7	0	33,3	100
Pipraeidea melanonota	0,5902	1,319	66,7	0	0	100
Turdus subalaris	0,5889	1,316	100	0	0	50
Turdus leucomelas	0,5886	1,315	0	33,3	66,7	100

Análise de espécies indicadoras (IndVal)

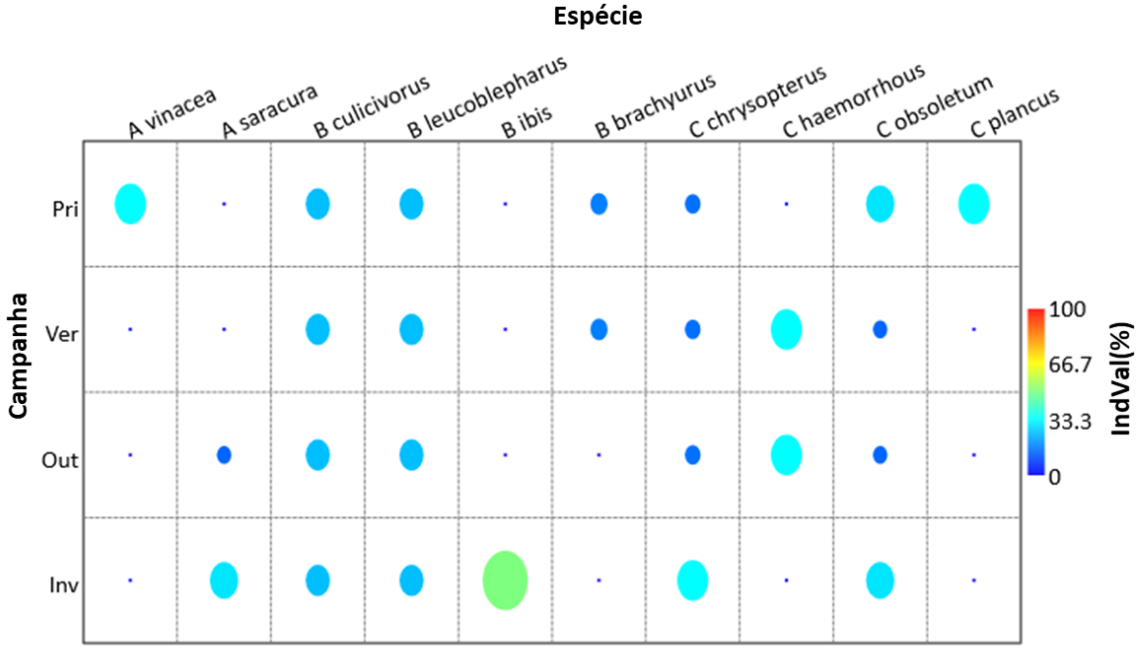
Essa análise pode ser usada para verificar a especificidade de uma espécie em relação a um dado *habitat* ou área amostral, espécies com uma maior especificidade ou fidelidade a uma dada condição ambiental terão um maior valor de resultado dessa análise (Gardner, 2010). Também permite identificar espécies detectoras, que mesmo que não possuam uma alta especificidade com uma certa área ou *habitat*, podem auxiliar a entender qual rumo de mudança que uma área pode estar sofrendo a depender da associação que suas espécies possuam. As análises de ordenação (e.g. CCA, PCA, etc) e de agrupamento também podem ser usadas para verificação de especificidade (associação) e fidelidade (ocupância) de uma área por certas espécies, porém suas interpretações podem ser subjetivas, além de alguns resultados poderem não ser independentes de outras espécies e assim sendo dependentes do contexto de registros da comunidade amostrada. Nesse sentido, há vantagem no uso da análise de espécies indicadoras por seus resultados serem específicos para cada espécie e independente das demais espécies registradas.

A análise nos traz uma tabela com o *indicator value* e os valores de *p* para cada espécie, geralmente usado com dados de abundância, mas quando temos dados de frequência de ocorrência também tem se mostrado útil para entender os padrões de distribuição de certas espécies.

Tabela 25 - Exemplo de tabela com resultado de espécies indicadoras com *indicator value* (IndVal%) e valor de *p* entre campanhas amostrais de primavera (Pri), verão (Ver), outono (Out) e inverno (Inv).

IndVal (%)	Pri	Ver	Out	Inv	*p*	Pri	Ver	Out	Inv
A. vinacea	33,33	0	0	0	*A. vinacea*	0,2747	1	1	1
A. saracura	0	0	13,33	30	*A. saracura*	1	1	0,4864	0,3425
B. culicivorus	25	25	25	25	*B. culicivorus*	1	1	1	1
B. leucoblepharus	25	25	25	25	*B. leucoblepharus*	1	1	1	1
B. ibis	0	0	0	50	*B. ibis*	1	1	1	0,1783
B. brachyurus	16,67	16,67	0	0	*B. brachyurus*	0,386	0,3827	1	1
C. chrysopterus	14,81	14,81	14,81	33,33	*C. chrysopterus*	0,8516	0,851	0,8519	0,506
C. haemorrhous	0	33,33	33,33	0	*C. haemorrhous*	1	0,1599	0,162	1
C. obsoletum	30	13,33	13,33	30	*C. obsoletum*	0,4521	0,9449	0,9449	0,604
C. plancus	33,33	0	0	0	*C. plancus*	0,2728	1	1	1

Figura 44 - Exemplo de representação gráfica dos resultados da análise de espécies indicadoras.



Species Packing (Gaussian)

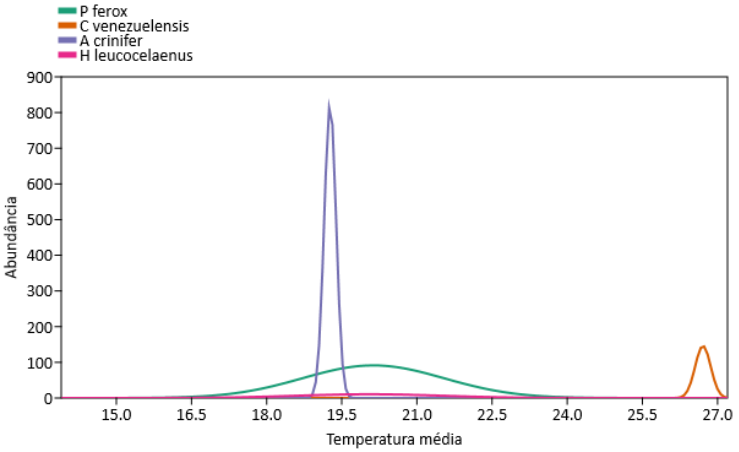
Trata-se de análise que gera um modelo de ajuste Gaussiano (distribuição normal) para dados de abundância de diferentes espécies em relação a uma certa variável presente nas amostras, como temperatura ou profundidade, por exemplo (Hammer, 2022).

O *species packing* nos ajuda a entender a distribuição das espécies ao longo de gradientes, como no exemplo abaixo, de mosquitos ao longo de variações de temperatura. Dando qual seria a temperatura ótima para a espécie, sua tolerância (desvio padrão), um valor máximo de abundância que poderia ser esperado e um R^2 com ajuste do modelo, que quando é negativo indica uma baixa qualidade no ajuste do modelo.

Tabela 26 - Exemplo da tabela de resultados da análise *species packing*.

	Ps. ferox	*Cq. venezuelensis*	*Ae. crinifer*	*Hg. leucocelaenus*
Optimum	20,128	26,708	19,267	20,057
Tolerance	1,4136	0,15566	0,11892	1,4791
Maximum	91,591	146,2	825,27	10,681
R^2	0,39801	0,99854	0,78086	0,34137

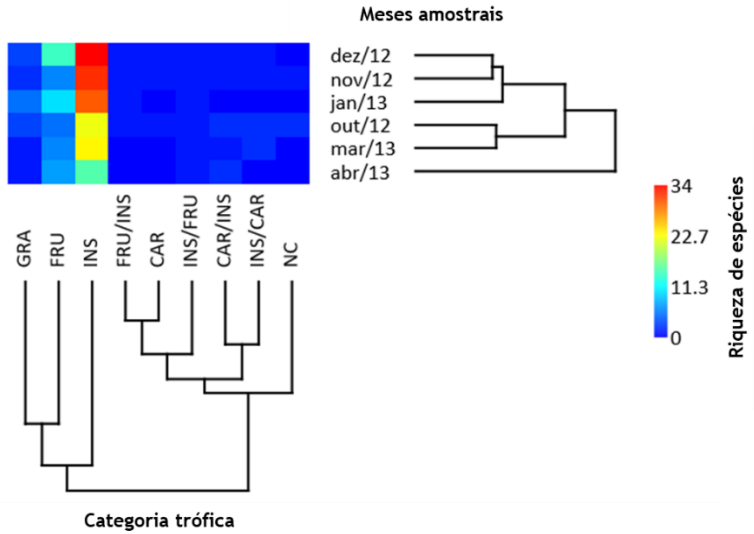
Figura 45 - Exemplo da representação gráfica de resultados da análise *species packing*.



Funcionalidade ecológica + análise de agrupamento

Também é possível fazer análises integralizando as informações de funcionalidade ecológica com análise de agrupamento, com *two-way clustering method*. Nessas situações podemos verificar por exemplo em quais amostras está ocorrendo maior ou menor presença de certas categorias tróficas ou como essa estrutura está se modificando ao longo do tempo ou diante de alterações ambientais.

Figura 46 - Exemplo da aplicação do método *two-way clustering* na análise de agrupamento para estrutura trófica de avifauna.



Referências

Chao, A.; Chazdon, R.L.; Colwell, R.K.; Shen, T.J. 2006. Abundance-based similarity indices and their estimation when there are unseen species in samples. Biometrics 62: 361-371.

Gardner, T. 2010. Monitoring forest biodiversity: improving conservation through ecologically responsible managements. London: Earthscan.

Hammer, Ø. 2022. PAST – Paleontological Statisticis. Version 4.12. Reference manual. University of Oslo.

Jost, L.; Chao, A.; Chazdon, R.L. 2011. Compositional similarity and β (beta) diversity. In: Magurran, A.E.; McGill, B.J. (eds.). Biological Diversity: frontiers and measurement and assessment. Oxford: Oxford University Press.

Palacio, F.X.; Apodaca, M.J.; Crisci, J.V. 2020. Análisis multivariado para datos biológicos: teoría y su aplicación en lenguaje R. Buenos Aires: Fundación Azara.

Podani, J.; Miklós, I. 2002. Resemblance coefficients and the horseshoe effect in Principal Coordinates Analysis. Ecology 83(12): 3331-3343.

Silva, F.R.; Gonçalves-Souza, T.; Paterno, G.B.; Provete, D.B.; Vancine, M.H. 2022. Análises Ecológicas no R. Nupeea: Canal 6: São Paulo/Recife.

Spellerberg, I. 2005. Monitoring Ecological Change. Cambridge: Cambridge University Press.

Somerfield, P.J.; Clarke, K.R.; Gorley, R.N. 2021. Analysis of similarities (ANOSIM) for 2-way layouts using a generalised ANOSIM statistic, with comparative notes on Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). Austral Ecology 46: 911-926.

Capítulo 10 – Avaliação de impactos ambientais e a incerteza nos estudos de fauna

Impactos ambientais

Os impactos e distúrbios ambientais, dependendo de sua intensidade, exercem efeitos distintos sobre as comunidades ecológicas. Alguns podem destruir completamente certas comunidades, enquanto outros, de baixa intensidade e relativa frequência, podem contribuir para o aumento da diversidade (hipótese do distúrbio intermediário) (Dornelas et al., 2011).

Nesse sentido, podemos definir um distúrbio ou impacto ambiental como qualquer condição que cause mortalidade ou perda de biomassa em uma área (Dornelas et al., 2011).

Um ponto importante na avaliação de impactos ambientais é a identificação de componentes da biodiversidade que sejam considerados essenciais para o ecossistema. No exterior, esses componentes são denominados *Valued Ecosystem Components* ou *Valuable Ecosystem Components* (VECs), que podem incluir, por exemplo, espécies de interesse conservacionista ou ameaçadas, identificadas nas etapas de levantamento de fauna para os estudos de impacto ambiental.

A presença de uma alta riqueza de espécies, mesmo que consideradas comuns, também é um critério importante para a conservação de uma área. Afinal, o fato de uma espécie ser comum não significa que ela esteja imune a impactos ou que não possa ser facilmente extinta, como aconteceu com o pombo-passageiro (*Ectopistes migratorius*).

Qualquer alteração ambiental, por mais que seja considerada 'sustentável', sempre gerará algum nível de impacto no meio ambiente. Dessa forma, a questão muitas

vezes não é inibir todo e qualquer impacto ambiental, mas definir qual o nível de impacto será aceitável ou não nas áreas a serem modificadas (Gardner, 2010).

Nesse contexto, ao se discutir o que é preservado ou sustentável, é importante retomar a ideia de que a definição de áreas que sirvam como grupos-controle é sempre incerta, considerando que, em muitos ambientes, não existe um ambiente ideal que não tenha sofrido ou que não sofra qualquer tipo de impacto humano, para servir efetivamente como uma área de controle.

Isso é especialmente relevante, pois o histórico de impactos que uma área sofreu ao longo do tempo resulta na sua atual estrutura de biodiversidade. Assim, a escolha de uma área para servir como controle, em comparação com uma área onde será instalado um empreendimento, exige cautela, pois o histórico de impactos em ambas as áreas pode ser diferente, e aquilo que deveria servir como controle pode ser, na verdade, o resultado de um processo de recuperação ambiental, e não uma área adequadamente comparativa.

Como argumentado anteriormente, a aplicação de testes de hipóteses, replicação e refutabilidade popperiana (falseabilidade ou falsificação popperiana), bem como testes de significância, pode ser inadequada para estudos ambientais e até ecológicos quando se quer detectar mudanças 'significativas' em uma área que sofreu impactos (Gardner, 2010).

Afinal, deve-se esperar que haja um grande acúmulo de dados até que se observe uma mudança significativa na biodiversidade, que permita a rejeição da hipótese nula (ou seja, não houve alterações significativas no ambiente) e, assim, tomar uma ação de mitigação de um dado impacto ambiental?

Em muitas situações, apenas um conjunto de dados com muitos anos amostrais pode ser eficaz para obter um resultado que indique tal alteração 'significativa', e então

pode ser muito tarde para tomar uma decisão em termos de redução de danos causados por impactos ambientais. Principalmente quando se considera que a definição de significância estatística também é uma criação arbitrária (ou seja, o valor de *p* menor do que 0,05) (Gardner, 2010). Assim, muitas vezes, em decisões envolvendo a área ambiental, deve-se sempre invocar o princípio da precaução e tomar decisões baseadas em alterações mais subjetivas do que aguardar a refutação de uma hipótese em teste.

Avaliação da fauna

O uso tão somente da riqueza de espécies para comparações quanto a impactos ambientais requer cautela, pois em certas situações ela pode ser insensível aos impactos que estão ocorrendo, e considerando a hipótese do distúrbio intermediário, em alguns casos pode sofrer um aumento diante de certos níveis de impactos.

A integridade de um ambiente natural, não pode ser pautada apenas em quantidade de espécies, mas deve abordar todos os seus aspectos ecológicos, como dinâmicas populacionais, funcionalidade ecológica de certos grupos de espécies, organização trófica e de todas as demais interações ecológicas que permeiam uma dada comunidade.

Sempre é importante ter em mente que podem ocorrer variações estocásticas nas dinâmicas populacionais de diversas espécies, se a estrutura amostral de monitoramento é inadequada, pode não ser possível conectar tais variações com impactos gerados por um empreendimento. Mesmo em algumas situações de estudos bem delineados isso pode não ser possível, como já registrado, por exemplo, para oscilações populacionais de pequenos mamíferos no Canadá onde não foi possível conectá-las a impactos de corte de vegetação para manejo florestal.

As técnicas de avaliação de impacto ambiental para a fauna geralmente começam com estudos de base, que

envolvem pesquisas detalhadas para avaliar o estado atual das populações da fauna e as condições de *habitat* na área de interesse. Isso geralmente inclui métodos de observação direta em pesquisas de campo, como armadilhas fotográficas e redes de neblina, que ajudam a identificar a presença, o comportamento e os padrões de distribuição das espécies. Os métodos indiretos, como rastreamento de pegadas, análise de fezes e monitoramento acústico, fornecem mais informações sobre espécies evasivas ou noturnas que podem não ser observadas diretamente. Ao estabelecer uma linha de base de dados ecológicos, essas pesquisas permitem uma melhor compreensão dos possíveis impactos sobre a fauna local e possibilitam comparações ao longo do tempo.

Outra técnica importante em estudos ambientais pode ser o uso de modelagem ecológica para prever como as espécies e os *habitat* podem responder às mudanças induzidas por um projeto. Modelos de distribuição de espécies, análises de viabilidade populacional e avaliações de adequação de *habitat* ajudam a projetar possíveis mudanças na distribuição, abundância e viabilidade de longo prazo das espécies. Esses modelos consideram vários fatores ambientais, como perda de *habitat*, poluição e mudanças climáticas, para estimar os possíveis impactos sobre a fauna. A modelagem pode fornecer percepções essenciais sobre os efeitos cumulativos do desenvolvimento, ajudando a prever a probabilidade de declínio de espécies, contrações de alcance ou extinções locais. Com essas informações, os desenvolvedores e os órgãos reguladores podem implementar medidas de mitigação adequadas e elaborar projetos para minimizar os efeitos adversos sobre a vida selvagem.

Por fim, o monitoramento pós-construção é essencial para avaliar os impactos reais sobre a fauna após a implementação de um projeto. Essa técnica envolve pesquisas repetidas e esforços de monitoramento para

acompanhar as mudanças nas populações da fauna, no comportamento e no uso do *habitat* depois que o projeto estiver em andamento. O monitoramento pós-construção é especialmente importante para identificar impactos imprevistos, como o aumento da mortalidade decorrente de colisões com veículos ou rotas de migração alteradas devido à fragmentação do *habitat*. Ao comparar os dados pós-construção com os dados de base, os profissionais ambientais podem avaliar se as medidas de mitigação são eficazes ou se precisam de ajustes. Esse ciclo de *feedback* aprimora o processo de licenciamento e monitoramento ambiental e contribui para as estratégias de gerenciamento adaptativo, garantindo que as medidas de proteção ambiental permaneçam responsivas e eficazes na proteção da fauna em face do desenvolvimento.

Caracterização dos impactos ambientais

Essa caracterização dos impactos segue exigências da legislação ambiental e muitas vezes são baseados no que o consultor acha que irá acontecer, mas a literatura científica no Brasil sobre impactos de empreendimentos sobre a fauna ainda é bastante reduzida, tendo em vista que muitos desses dados ficam arquivados em órgãos ambientais e não costumam ser publicados.

Os impactos devem ser caracterizados nos seguintes termos:

- Como eles ocorrem
- Quando se manifestam: fase do empreendimento
- Natureza: benéficos ou adversos
- Manifestação: direta ou indireta
- Temporalidade: imediato, médio ou longo prazo
- Duração: temporário, permanente ou cíclico
- Reversibilidade: reversível ou irreversível
- Cumulativo ou sinérgico
- Importância: baixa, média e alta

- Magnitude: baixa, média e alta
- Abrangência: ADA, AID e/ou AII
- Probabilidade: baixa, média e alta (suposição)

Tendo os critérios de caracterização dos impactos, é necessário identificá-los e caracterizá-los textualmente, geralmente esse é o procedimento, dar detalhes do que irá acontecer em cada fase do empreendimento, instalação e operação. Nesse caso, por exemplo, poderia se dizer que um empreendimento vai gerar alterações no *habitat* terrestre da fauna e explicar quais são essas alterações, se é perda de *habitat*, fragmentação, corte de vegetação, e no que isso irá resultar. Ou durante a instalação do empreendimento, que poderá ocorrer afugentamento da fauna, devido a maior circulação de pessoas e maquinários impedindo a fauna de usar uma certa área.

Após pode ser preenchida uma matriz específica de impactos para cada um identificado, fazendo sua caracterização conforme demonstrado anteriormente.

Tabela 27 - Exemplo de matriz específica de classificação de impactos ambientais.

Natureza	Negativa	**Temporalidade**	Médio Prazo
Importância	Alta	**Abrangência**	ADA
Magnitude	Alta	**Probabilidade**	Alta
Duração	Temporária	**Sinergia / Cumulatividade**	Cumulativo
Reversibilidade	Irreversível		

Tendo identificado e caracterizado cada um dos impactos é possível integralizá-los em matrizes, denominadas de matrizes de Leopold ou análise multicritério.

Essas matrizes podem ajudar a ter um panorama geral dos efeitos do empreendimento, reunindo os diferentes impactos que vão ocorrer em cada fase do empreendimento. Alguns estudos apenas as apresentam, mas não explicam

nada a respeito, deixando a cargo do órgão ambiental interpretar elas. Mas é possível fazer melhores detalhamentos, como, por exemplo, indicar os percentuais de impactos que são negativos, se muitos dos impactos de alta importância ou alta magnitude.

Em algumas situações é possível atribuir valores a cada característica do impacto, também baseado em suposição, como na magnitude dos impactos no exemplo mostrado, em que seria possível atribuir diferentes pontuações de impactos para cada fase do empreendimento ou para cada impacto, indicando aqueles que requerem maior cautela ou quais áreas serão mais afetadas ou qual fase do empreendimento pode ser mais prejudicial.

Em conclusão, o uso das matrizes de Leopold na avaliação de impacto ambiental, quando estruturadas de forma adequada, pode oferecer uma abordagem estruturada e sistemática para avaliar os possíveis efeitos dos empreendimentos no meio ambiente. Ao organizar as interações entre as atividades do projeto e os fatores ambientais em uma matriz abrangente, o método Leopold permite que os profissionais identifiquem, quantifiquem e priorizem os possíveis impactos com clareza e precisão. Essa abordagem é particularmente útil para projetos complexos, em que vários fatores ambientais e socioeconômicos devem ser considerados simultaneamente. A matriz facilita um processo de avaliação transparente e metódico, permitindo que os tomadores de decisão implementem estratégias de mitigação mais informadas e equilibradas. Como resultado, a matriz Leopold aprimora o processo de avaliação ambiental, fornecendo uma ferramenta visual que apoia uma análise abrangente, promovendo o planejamento de projetos sustentáveis que minimizam os impactos ambientais adversos.

Tabela 28 - Exemplo de uma matriz de Leopold integralizando as matrizes específicas de diferentes impactos ambientais em um empreendimento.

Impactos	Fase do empreendimento		Classificação dos Impactos								Medidas mitigatórias e/ou compensatórias
	Instalação	Operação	Natureza dos Impactos	Forma Como se Manifesta	Duração do Impacto	Temporalidade da Ocorrência	Reversibilidade do Impacto	Abrangência do Impacto	Magnitude do Impacto	Importância do Impacto	
Impactos flora	X		Negativo	Direto	Permanente	Longo Prazo	Irreversível	AID	Média	Alta	Programa de Recuperação de Áreas Degradadas
Alteração na comunidade de macroinvertebrados	X	X	Negativo	Direto	Permanente	Longo Prazo	Reversível	AID	Média	Alta	Programa de monitoramento e salvamento da fauna terrestre
Alterações no habitat terrestre (instalação)	X		Negativo	Direto	Temporário	Médio Prazo	Irreversível	ADA	Média	Alta	Programa de monitoramento e salvamento da fauna terrestre
Mortalidade e afugentamento da fauna	X		Negativo	Direto	Temporário	Médio Prazo	Irreversível	ADA	Média	Alta	Programa de monitoramento e salvamento da fauna terrestre

Imprevisibilidade e incerteza dos impactos ambientais

Então vimos que existe todo um roteiro de identificação, descrição e caracterização dos impactos ambientais gerados por empreendimentos, porém sempre muito incerto, algumas vezes pela falta de conhecimento em si de quais impactos podem ser gerados por um empreendimento, que podem só aparecer após sua instalação.

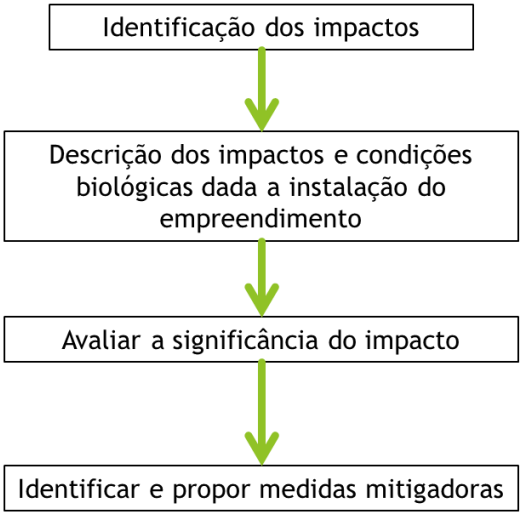
Há também o problema da especificidade de cada empreendimento, por exemplo, hidrelétricas, onde os impactos variam muito conforme cada projeto, devido a área a ser desmatada, extensão do TVR, altura do barramento, extensão do lago, etc.

Há muita subjetividade devido à interpretação do consultor sobre o que poderá acontecer futuramente com a instalação do empreendimento e pouca informação na literatura que aborde empreendimentos com diferentes características, por exemplo, de hidrelétricas quase sempre só se imagina as UHEs, e se esquecem que impactos de PCHs e CGHs podem ser bastante reduzidos.

Também há a questão do tempo de manifestação dos impactos, alguns podem ser observados de imediato e em curto prazo, mas outros podem depender do tempo de vida de uma árvore até elas morrerem por algum estresse gerado, por exemplo, ou pela perda de funcionalidade ecológica diante da perda de seus polinizadores. Ou até mesmo podem depender do tempo de vida de algum animal que exista no local, dadas as alterações eles podem até continuar usando ou ocorrendo em uma área, mas podem não ter condições adequadas para reprodução, assim o impacto só seria observado diante da morte dos exemplares remanescentes.

E claro, há o problema da efetividade das matrizes de Leopold, que acabam apenas atendendo protocolo, mas podem não ser informativas de forma adequada.

Figura 47 - Síntese da organização da identificação de impactos ambientais.



Referências

Gardner, T. 2010. Monitoring forest biodiversity: improving conservation through ecologically responsible managements. London: Earthscan.

Dornelas, M.; Soykan, C.U.; Ugland, KI. 2011. Biodiversity and disturbance. In: Magurran, A.E.; McGill, B.J. (eds.). Biological Diversity: frontiers and measurement and assessment. Oxford: Oxford University Press.

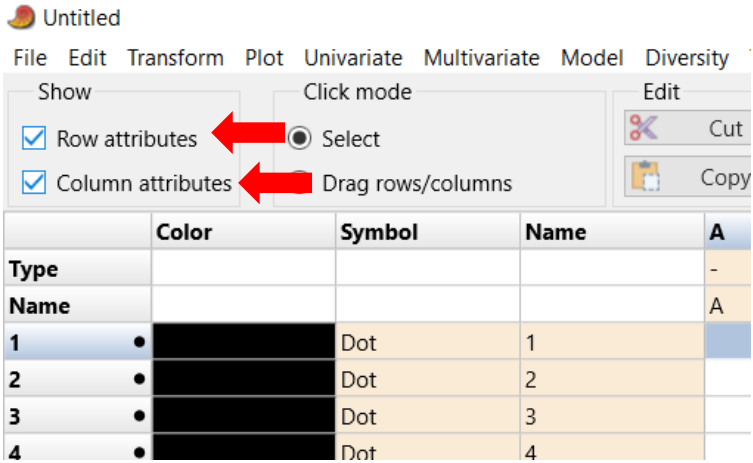
Sanchez, L.E. 2013. Avaliação de impactos ambientais: conceitos e métodos. São Paulo: Oficina de Textos.

Capítulo 11 – Aplicação prática da análise dados de fauna para licenciamento e monitoramento ambiental

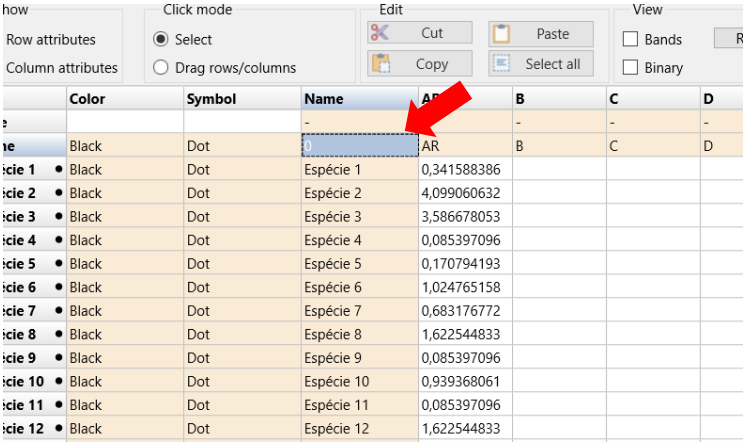
As primeiras análises que vamos realizar utilizam o programa Past, esse programa pode ser baixado no seguinte link:
https://www.nhm.uio.no/english/research/resources/past/
Nesse link você vai procurar o programa para baixar, será um arquivo compactado, formato Zip. Após baixá-lo descompacte o arquivo e acesse a pasta onde encontra o ícone do programa. Não é necessário instalar ele, basta clicar no ícone para abri-lo. Não irei fazer a plotagens gráficas que são apenas no Excel, assumindo que o leitor já tenha conhecimento prático sobre esse programa.

Ao abrir o programa você precisa colar sua planilha de dados nele, copiando-a do Excel. Cada análise pode requerer que os dados estejam organizados de forma diferente, esteja atento.

Ao abrir o programa clique nas opções *Row attributes* e *Column attibrutes*, conforme imagem abaixo.

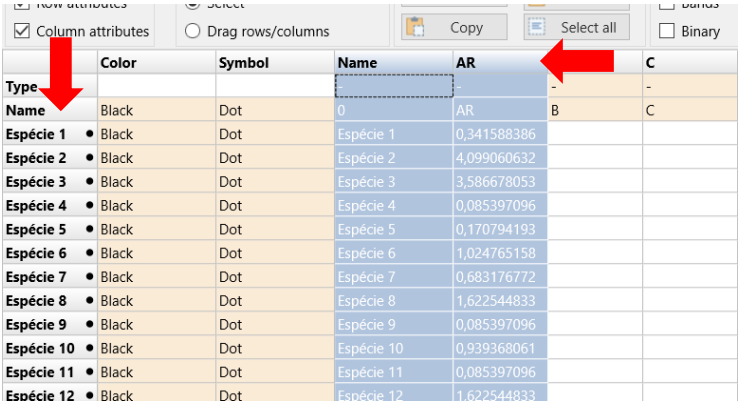


Com isso vão aparecer linhas e colunas em uma cor creme. Para colar os dados, quando a planilha possui nomes de linhas e cabeçalho, clique na célula entre A e 1, após copiar eles do Excel. Depois, basta colar os dados (Ctrl + V).



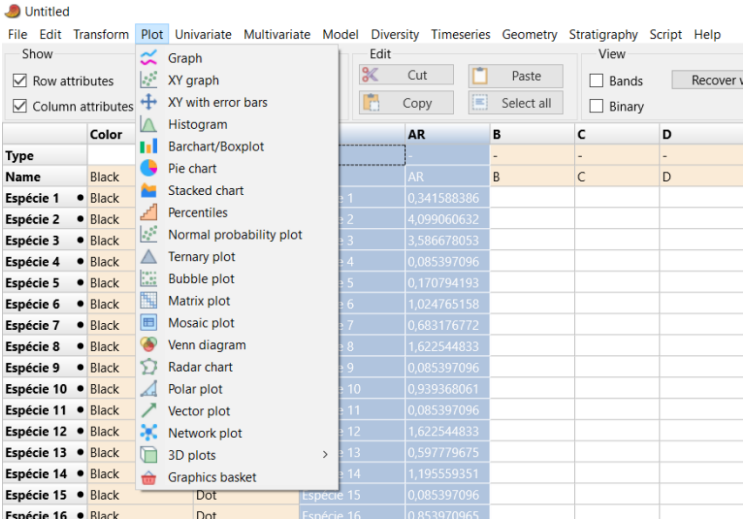
Gráficos

Para realizar gráficos no Past basta selecionar as colunas ou linhas a serem plotadas, clicando na parte cinzenta acima das colunas ou na lateral das linhas onde começou a aparecer os títulos desses campos após a colagem dos dados. Conforme mostrado abaixo para seleção dos dados em questão. Essa seleção também deve ser realizada quando for fazer qualquer análise estatística.

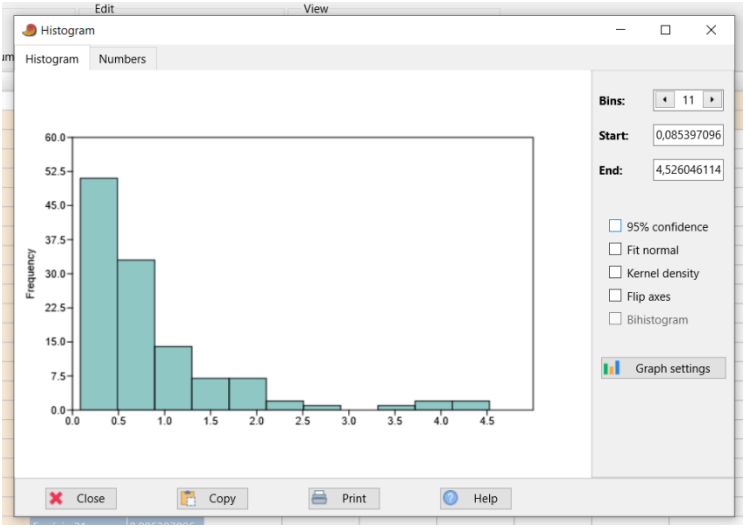


	Color	Symbol	Name	AR	C
Type			-	-	-
Name	Black	Dot	0	AR	B	C
Espécie 1	Black	Dot	Espécie 1	0,341588386		
Espécie 2	Black	Dot	Espécie 2	4,099060632		
Espécie 3	Black	Dot	Espécie 3	3,586678053		
Espécie 4	Black	Dot	Espécie 4	0,085397096		
Espécie 5	Black	Dot	Espécie 5	0,170794193		
Espécie 6	Black	Dot	Espécie 6	1,024765158		
Espécie 7	Black	Dot	Espécie 7	0,683176772		
Espécie 8	Black	Dot	Espécie 8	1,622544833		
Espécie 9	Black	Dot	Espécie 9	0,085397096		
Espécie 10	Black	Dot	Espécie 10	0,939368061		
Espécie 11	Black	Dot	Espécie 11	0,085397096		
Espécie 12	Black	Dot	Espécie 12	1,622544833		

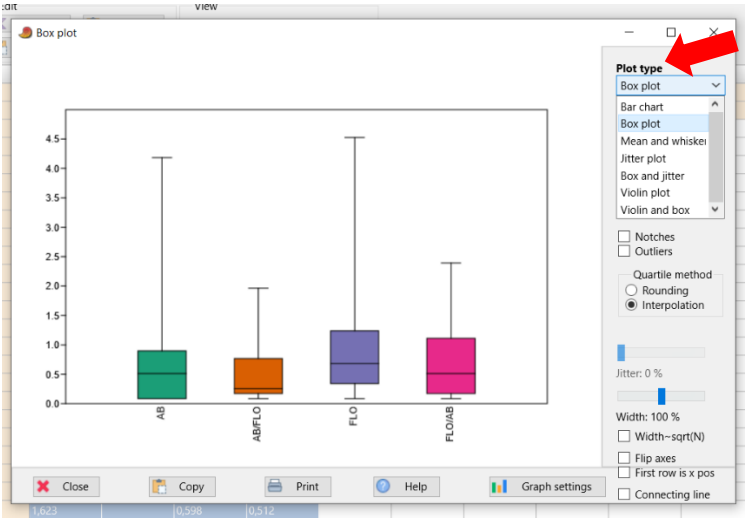
Com os dados selecionados clique no menu *Plot* na parte superior, onde aparecerá uma série de opções de gráficos a serem feitos. No caso em questão vamos fazer um histograma.



Nesse gráfico, como explicado anteriormente, há na lateral direita as opções para realizar a plotagem de densidade de Kernel ou o ajuste dos dados à normalidade. Na opção *Graph Settings* abre uma janela para realizar edições na formatação do gráfico, por exemplo, alterar a fonte e inserir os títulos dos eixos. Finalizado o gráfico, basta clicar em *Copy* para após colar ele no Word.



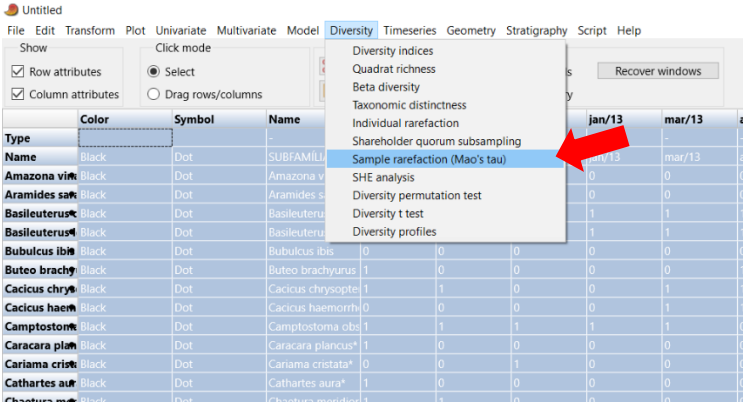
Para fazer um *Boxplot, Barchart* ou *Violinplot* basta clicar na opção *Barchart / Boxplot* no menu *Plot*, após escolher qual opção desses gráficos você deseja, clicando na lateral direita em *Plot type*. E, como no histograma, usar os campos localizados na direita da aba que abriu para fazer edições na configuração do gráfico.



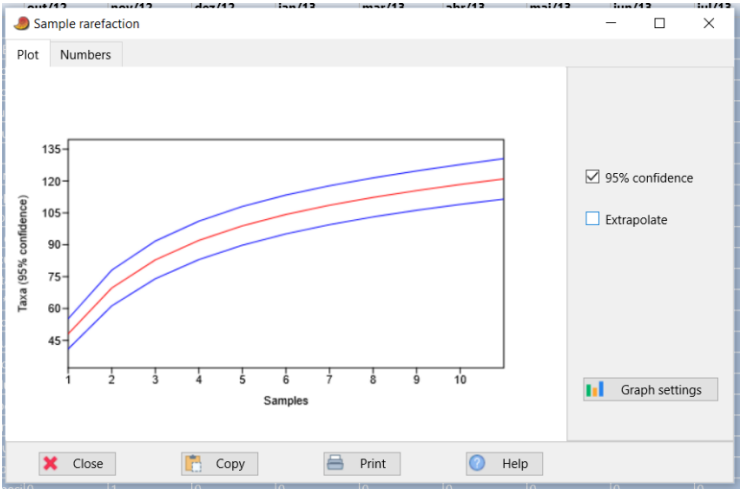
Suficiência amostral

Para realizar as análises de suficiência amostral no Past as espécies devem estar dispostas nas linhas e as amostras (e.g. áreas ou meses amostrais) devem estar nas colunas. Para registros de presença-ausência (incidência) os registros com ocorrência da espécie devem ser indicados por 1 e os registros com ausência da espécie devem ser indicados por 0.

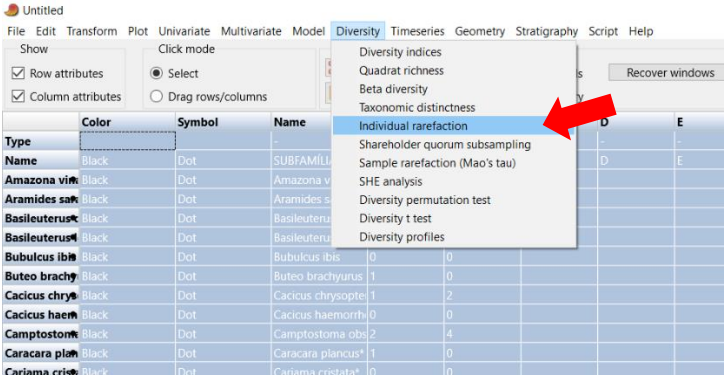
Com os dados colados e selecionados no Past, vá ao menu *Diversity* e clique em *Sample rarefection (Mao's tau)*.



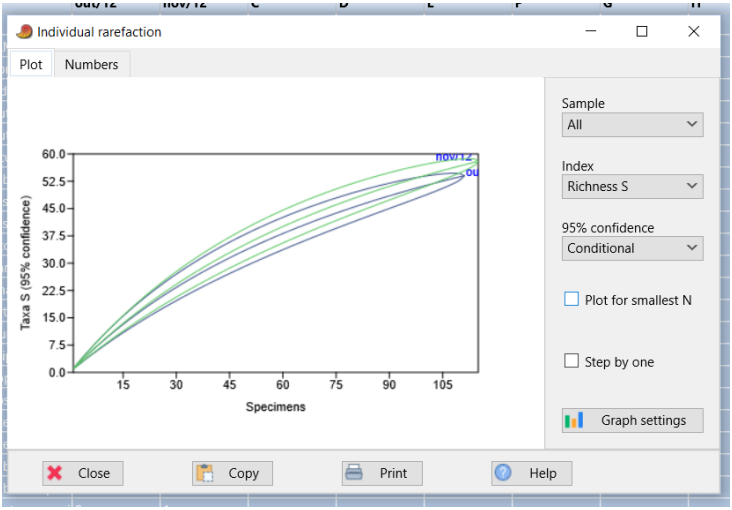
Abrirá uma janela com o gráfico da curva de suficiência amostral, é possível fazer edições clicando em *Graph settings* e após é só clicar em *Copy* para copiá-lo.



Para uma *Individual based rarefaction* vá também ao menu *Diversity* e clique em *Individual rarefaction*.

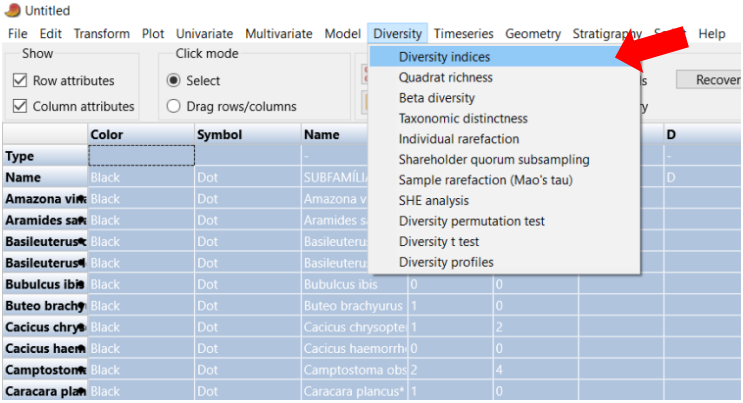


Nesse caso é possível escolher se as curvas geradas são baseadas em riqueza de espécies, diversidade de Shannon ou diversidade de Simpson. Edições também são realizadas clicando em *Graph settings*.

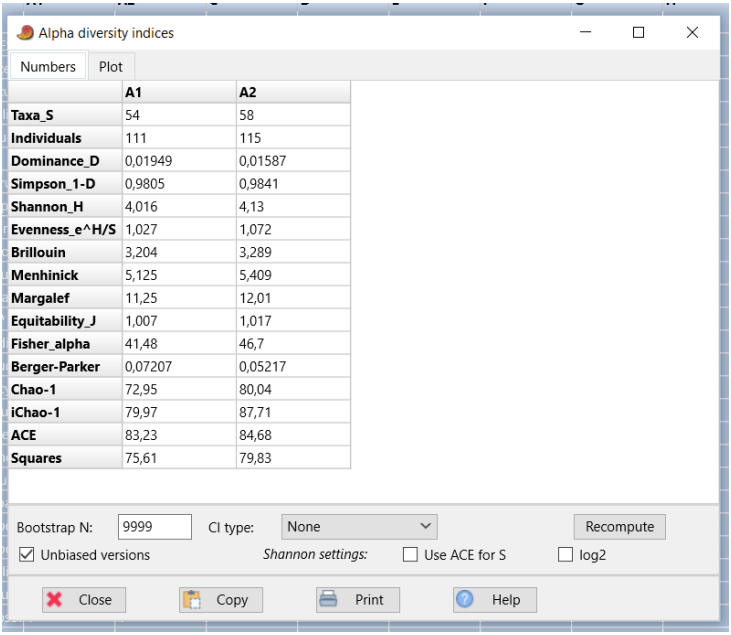


Índices de diversidade

Para realizar os índices de diversidade no Past, basta ir no menu *Diversity* e clicar em *Diversity indices*.



Após clicar, abrirá uma janela com os resultados onde, com diversos índices de diversidades e descritores ecológicos, é possível copiar essas informações clicando em *Copy*, colar no Excel e formatar a planilha como quiser.

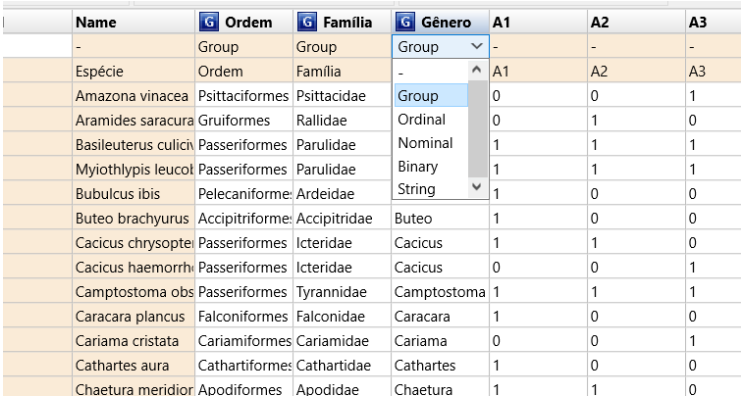


	A1	A2
Taxa_S	54	58
Individuals	111	115
Dominance_D	0,01949	0,01587
Simpson_1-D	0,9805	0,9841
Shannon_H	4,016	4,13
Evenness_e^H/S	1,027	1,072
Brillouin	3,204	3,289
Menhinick	5,125	5,409
Margalef	11,25	12,01
Equitability_J	1,007	1,017
Fisher_alpha	41,48	46,7
Berger-Parker	0,07207	0,05217
Chao-1	72,95	80,04
iChao-1	79,97	87,71
ACE	83,23	84,68
Squares	75,61	79,83

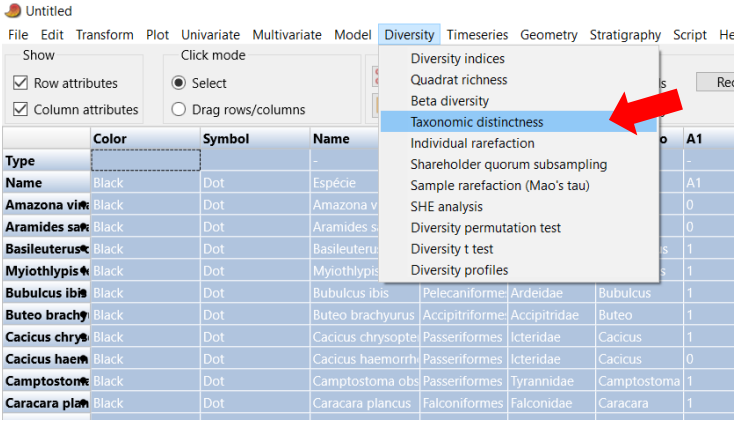
Para o índice de distinção taxonômica, é necessário organizar a planilha de forma que a primeira coluna contenha o nome da espécie, as demais colunas os outros níveis taxonômicos, como ordem, família, gênero e após a incidência ou abundância das espécies por amostra. Conforme tabela abaixo.

Espécie	Ordem	Família	Gênero	A1	A2	A3
Amazona vinacea	Psittaciformes	Psittacidae	Amazona	0	0	1
Aramides saracura	Gruiformes	Rallidae	Aramides	0	1	0
Basileuterus culicivorus	Passeriformes	Parulidae	Basileuterus	1	1	1
Myiothlypis leucoblephara	Passeriformes	Parulidae	Myiothlypis	1	1	1
Bubulcus ibis	Pelecaniformes	Ardeidae	Bubulcus	1	0	0
Buteo brachyurus	Accipitriformes	Accipitridae	Buteo	1	0	0
Cacicus chrysopterus	Passeriformes	Icteridae	Cacicus	1	1	0
Cacicus haemorrhous	Passeriformes	Icteridae	Cacicus	0	0	1
Camptostoma obsoletum	Passeriformes	Tyrannidae	Camptostoma	1	1	1
Caracara plancus	Falconiformes	Falconidae	Caracara	1	0	0
Cariama cristata	Cariamiformes	Cariamidae	Cariama	0	0	1
Cathartes aura	Cathartiformes	Cathartidae	Cathartes	1	0	0
Chaetura meridionalis	Apodiformes	Apodidae	Chaetura	1	1	0
Chiroxiphia caudata	Passeriformes	Pipridae	Chiroxiphia	0	1	0
Chlorophonia cyanea	Passeriformes	Fringillidae	Chlorophonia	0	0	1
Chlorostilbon lucidus	Apodiformes	Trochilidae	Chlorostilbon	0	1	0
Colaptes campestrIs	Piciformes	Picidae	Colaptes	0	1	1
Colaptes melanochloros	Piciformes	Picidae	Colaptes	1	0	1
Columbina picui	Columbiformes	Columbidae	Columbina	1	0	0
Columbina talpacoti	Columbiformes	Columbidae	Columbina	1	0	1
Conirostrum speciosum	Passeriformes	Thraupidae	Conirostrum	0	1	0

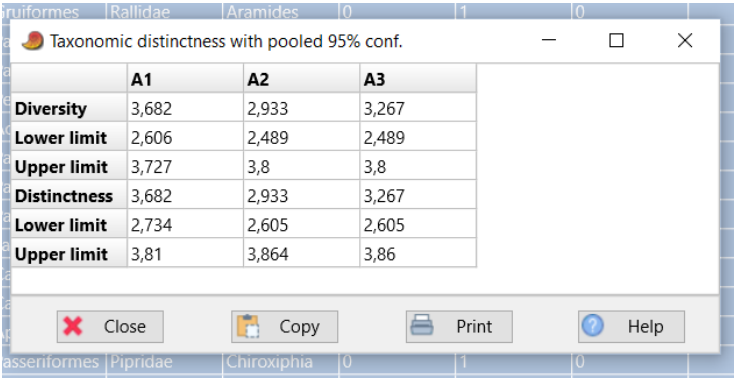
Após colar os dados no Past é necessário indicar que as colunas com informações taxonômicas pertencem a um grupo. A coluna espécie deve ser colada de forma a ficar como informação descritiva das linhas. Clique na primeira linha acima da coluna com cada informação taxonômica, vai abrir uma janela onde você seleciona a opção *Group*. Conforme imagem abaixo.



Feito esse preparo, selecione os dados e vá ao menu *Diversity* e clique em *Taxonomic distinctiness*.

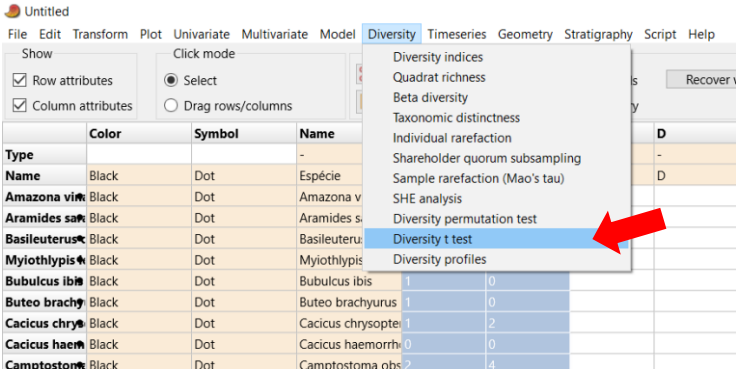


Abrirá uma janela com a tabela de resultados que pode ser copiada e colada no Excel para melhor edição.

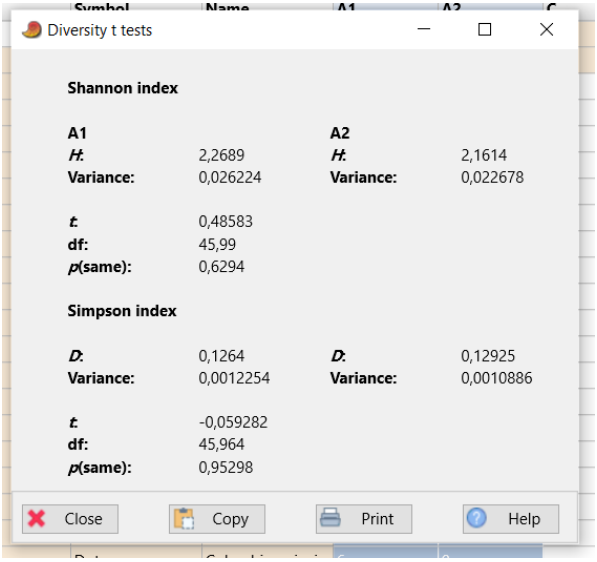


	A1	A2	A3
Diversity	3,682	2,933	3,267
Lower limit	2,606	2,489	2,489
Upper limit	3,727	3,8	3,8
Distinctness	3,682	2,933	3,267
Lower limit	2,734	2,605	2,605
Upper limit	3,81	3,864	3,86

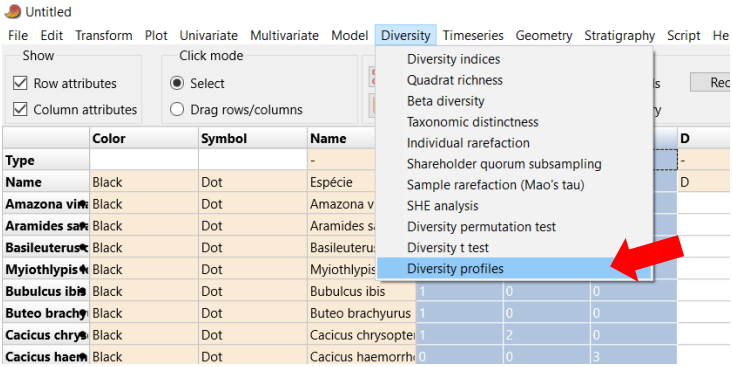
Para o teste *t* de diversidade, selecione informações de duas amostras, após vá ao menu *Diversity* e clique em *Diversity t test*.



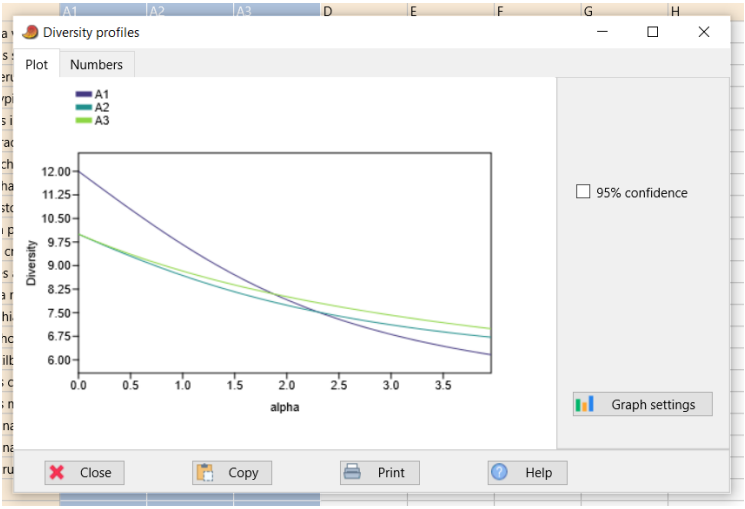
Após abrirá a janela com os resultados, que podem ser copiados e colados no Excel para edição.



Para realizar os perfis de diversidade de Renyi, selecione os dados colados no Past, e vá ao menu *Diversity*, clique em *Diversity profiles*.

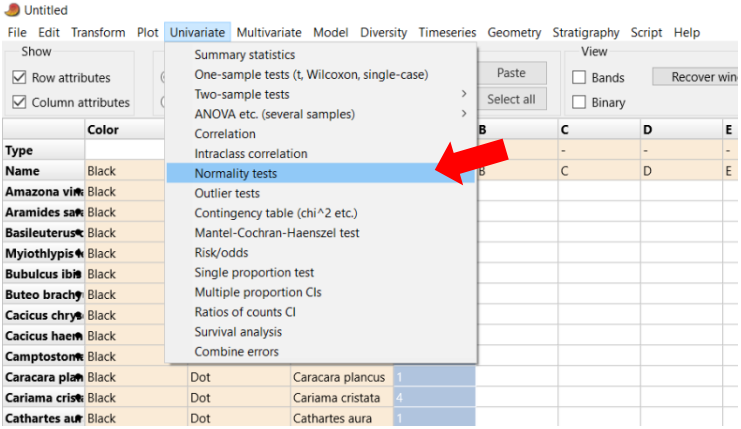


Após abrirá uma janela com a representação gráfica dos resultados, onde é possível realizar as devidas edições clicando em *Graph settings* e após copiar o gráfico em *Copy*.

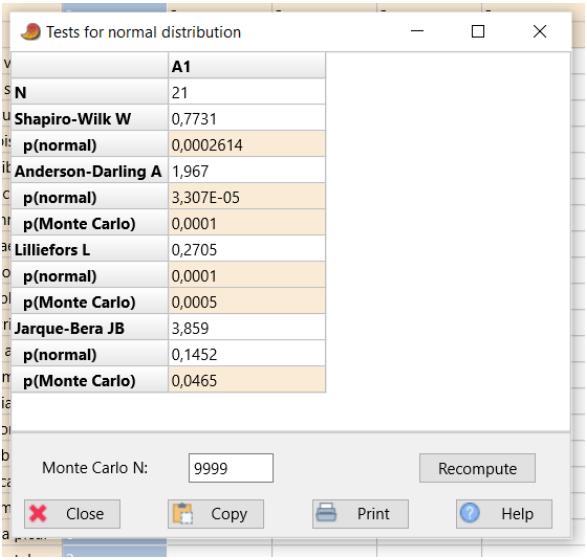


Testes básicos de estatística

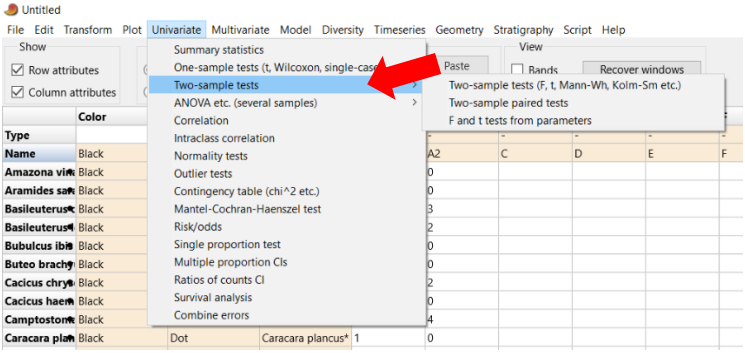
Para realizar o teste de normalidade de seus dados que por vezes pode ser necessário previamente a alguma análise como explicado anteriormente, selecione a coluna com as informações, depois vá no menu *Univariate* e clique em *Normality tests*.



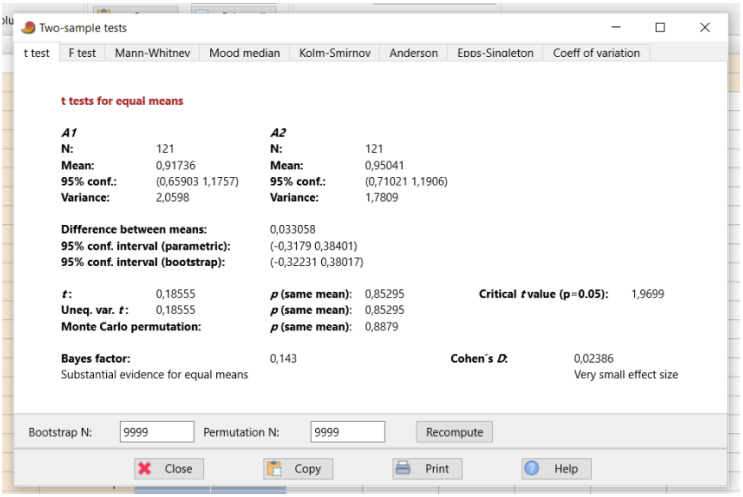
Após abrirá uma janela com os resultados de diferentes testes de normalidade.



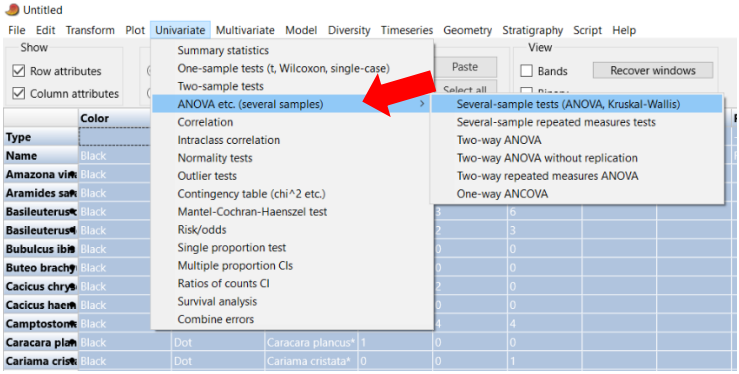
Para realizar o teste *t*, teste *t* pareado, Mann-Whitney, e todos os demais testes que envolvem a comparação de duas amostras. Selecione as colunas com os dados, clique no menu *Univariate* e após em *Two-sample tests* e escolha a opção desejada de seu teste.

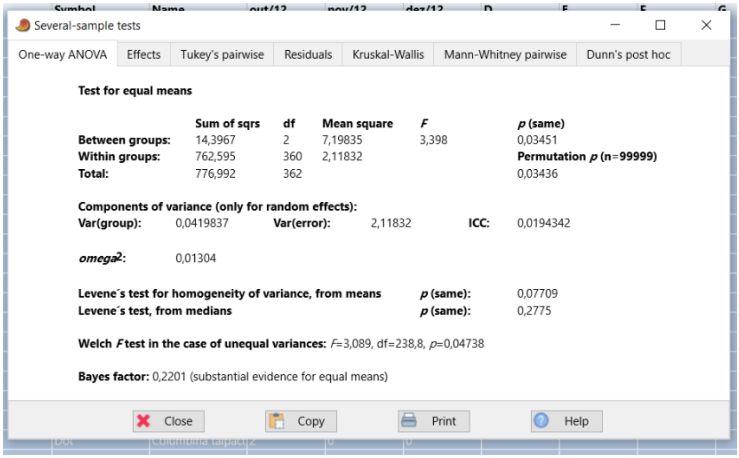


No caso do teste *t* e Mann-Whitney, por exemplo, esses são apresentados juntos, assim você escolhe o que é mais adequado aos seus dados dada a normalidade dos mesmos.

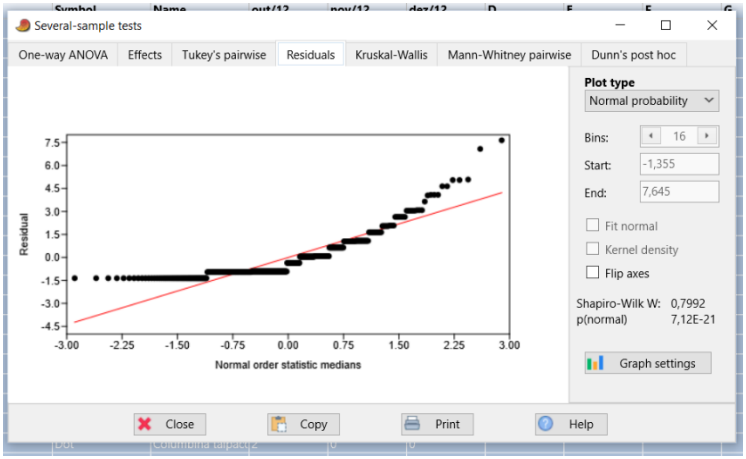


Para realizar ANOVA ou Kruskal-Wallis, selecione seus dados, clique no menu *Univariate* e após e *ANOVA etc. (several samples)*, após clique em *Several samples (ANOVA, Kruskal-Wallis)* e escolha a opção mais adequada para a natureza de seus dados na janela que abrir.

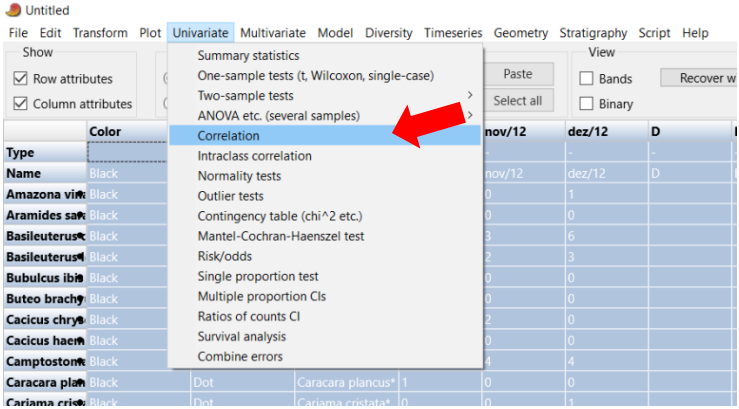


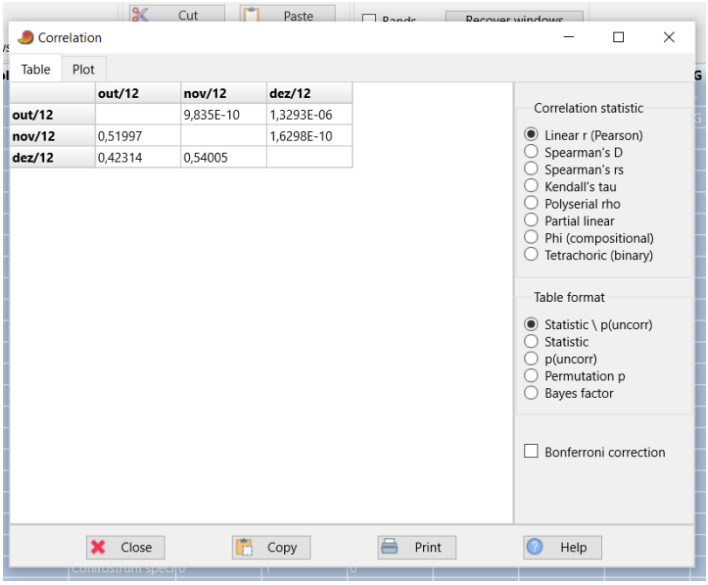


No caso da ANOVA nessa janela é possível realizar a verificação dos resíduos clicando em *Residuals* e ver se os dados atenderam as suas premissas.

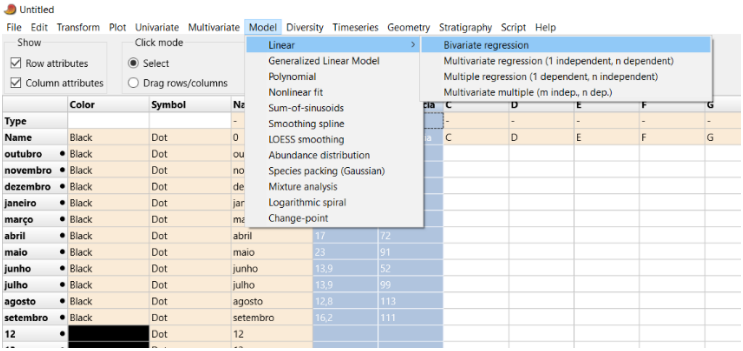


Para realizar a correlação, com as colunas selecionadas, vá ao menu *Univariate* e clique em *Correlation*. Abrirá uma janela onde você poderá escolher qual análise de correlação você deseja.

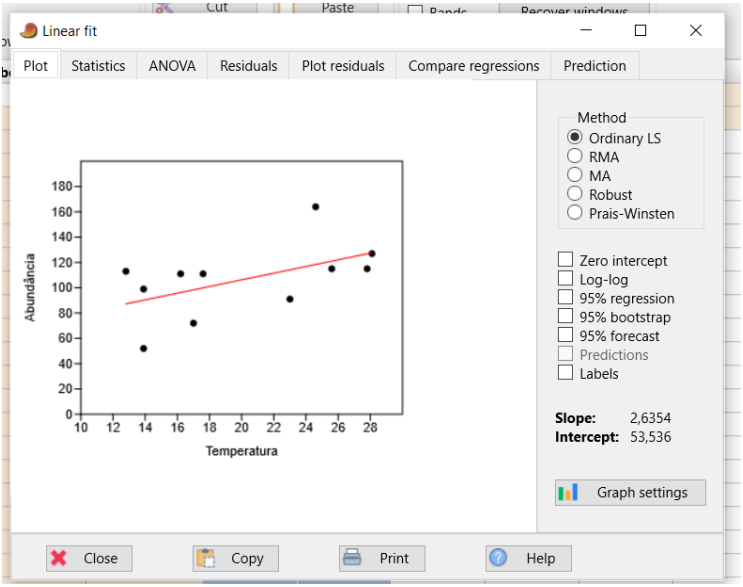




Para realizar a regressão linear, selecione as colunas com as informações desejadas, após vá ao menu *Model*, clique em *Linear* e após em *Bivariate regression*.



Na janela que abrir é possível realizar a edição do gráfico da regressão e verificar seus resultados estatísticos e testes relacionados para verificar se os dados atendem a todas as premissas necessárias para sua utilização.

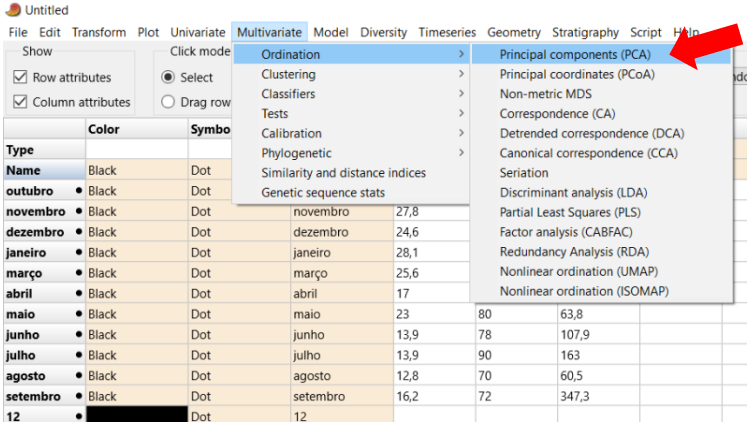


Análise multivariada

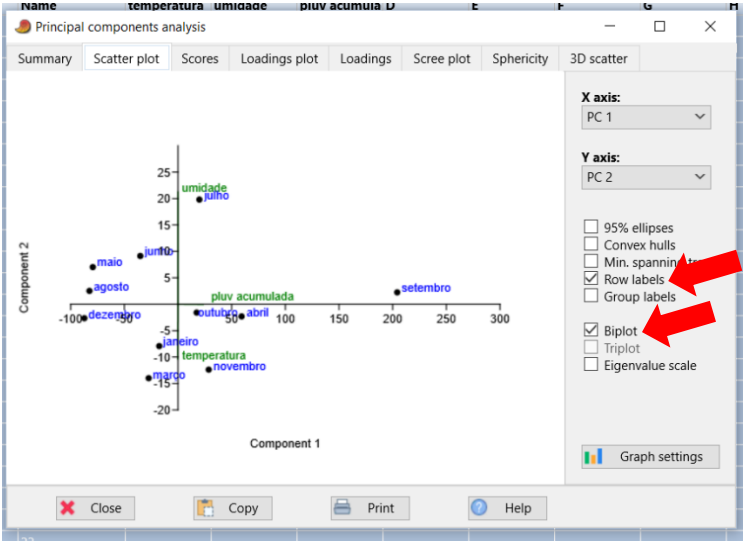
Para a análise de componentes principais (PCA) na tabela de dados as amostras vão em linhas e as variáveis abióticas nas colunas. Conforme tabela abaixo.

	temperatura	umidade	pluv acumulada
outubro	17,6	68	160,4
novembro	27,8	61	171,8
dezembro	24,6	70	55,9
janeiro	28,1	66	125,7
março	25,6	58	115,8
abril	17	67	202,3
maio	23	80	63,8
junho	13,9	78	107,9
julho	13,9	90	163
agosto	12,8	70	60,5
setembro	16,2	72	347,3

Ao colar os dados no Past, selecione os dados, vá ao menu *Multivariate*, depois clique em *Ordination* e em *Principal compenents (PCA)*.



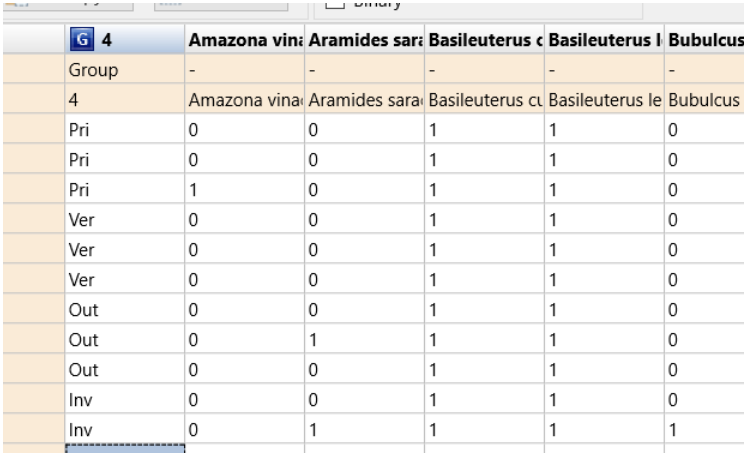
Na janela que abriu você terá o sumário da análise com o percentual de variância explicado por cada eixo gerado na análise. Clique na opção *Scatter plot* para ter o gráfico da análise, na lateral direita selecione as opções *Biplot* e *Row labels* para aparecer as informações no gráfico. Verifique o teste de Broken-stick clicando em *Scree plot*.



Na análise de coordenadas principais (PCoA) as unidades amostrais também vão nas linhas e as espécies nas colunas, inserindo abundância ou incidência das espécies, nesse segundo caso, representando presença por 1 e ausência por 0. Conforme extrato de tabela abaixo.

	Amazona v	*Aramides s*	*Basileuteru*	*Basileuteru*	*Bubulcus ib*	*Buteo brac*	*Cacicus ch*
Pri	0	0	1	1	0	1	1
Pri	0	0	1	1	0	0	1
Pri	1	0	1	1	0	0	0
Ver	0	0	1	1	0	0	0
Ver	0	0	1	1	0	0	1
Ver	0	0	1	1	0	1	1
Out	0	0	1	1	0	0	1
Out	0	1	1	1	0	0	0
Out	0	0	1	1	0	0	1
Inv	0	0	1	1	0	0	1
Inv	0	1	1	1	1	0	1

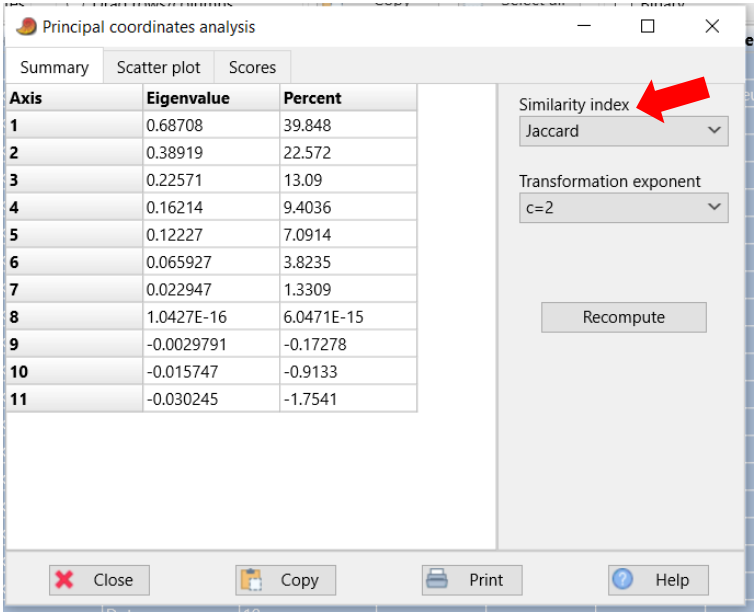
Nessa análise vamos colar os dados diferentes, colando a tabela a partir da célula A. Todos os meses amostrais foram designados conforme sua estação do ano e ao colar os dados vamos designar a coluna com as estações do ano como sendo um grupo, conforme feito no índice de distinção taxonômica, clicando na primeira linha acima da coluna e selecionando a opção *Group*.



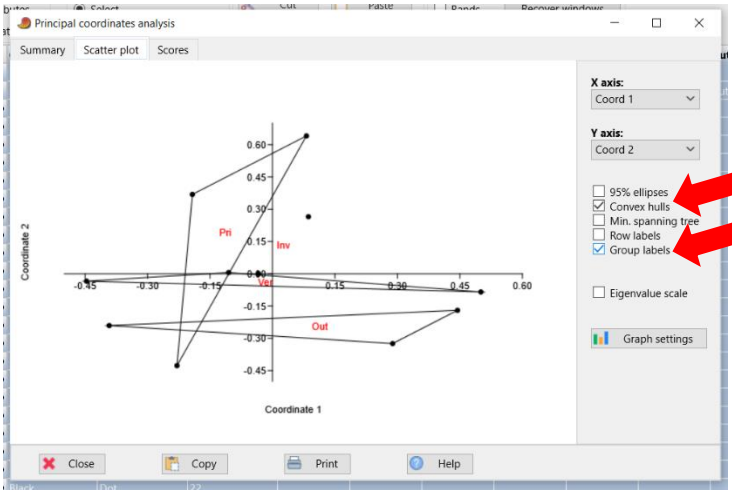
	4	Amazona vina	Aramides sara	Basileuterus c	Basileuterus l	Bubulcus
	Group	-	-	-	-	-
	4	Amazona vina	Aramides sara	Basileuterus cu	Basileuterus le	Bubulcus
	Pri	0	0	1	1	0
	Pri	0	0	1	1	0
	Pri	1	0	1	1	0
	Ver	0	0	1	1	0
	Ver	0	0	1	1	0
	Ver	0	0	1	1	0
	Out	0	0	1	1	0
	Out	0	1	1	1	0
	Out	0	0	1	1	0
	Inv	0	0	1	1	0
	Inv	0	1	1	1	1

Após esse ajuste, selecione os dados e vá ao menu *Multivariate*, clique em *Ordination* e após em *Principal*

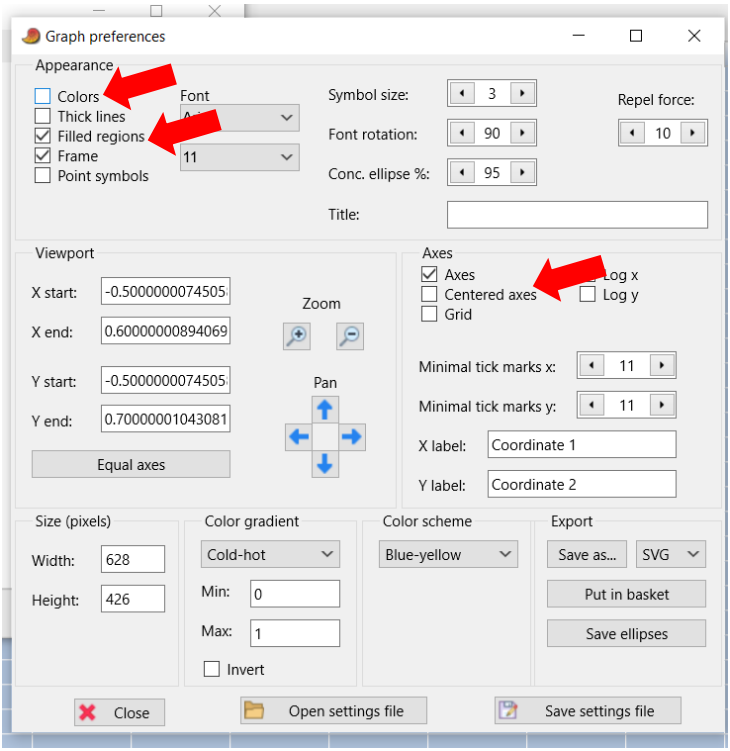
coordinates (PCoA). Na janela que abrir haverá o sumário da análise com o percentual de explicação de cada eixo gerado, na lateral direita selecione a opção *Similarity index*, e escolha qual o índice de similaridade você quer usar para seus dados. Nesse exemplo, selecionamos a opção do índice de similaridade de Jaccard.



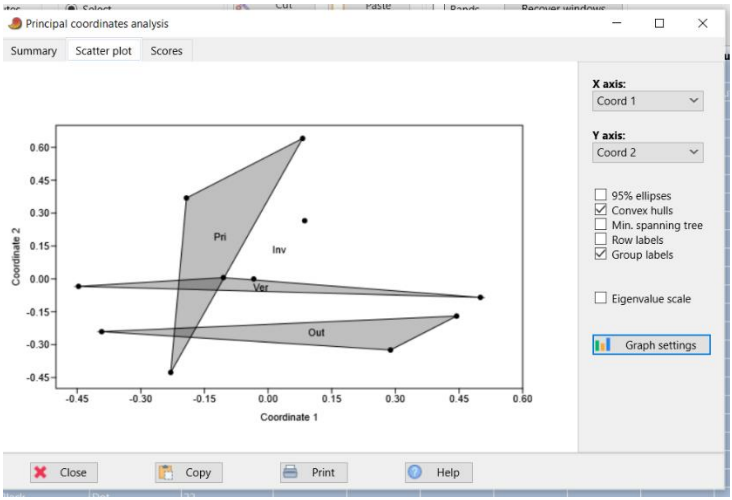
Após clique na opção *Scatter plot* para ver o gráfico, selecione as opções *Convex hulls* para gerar os polígonos de cada grupo amostral e também selecione *Group labels* para ter o nome dos grupos aparecendo no gráfico.



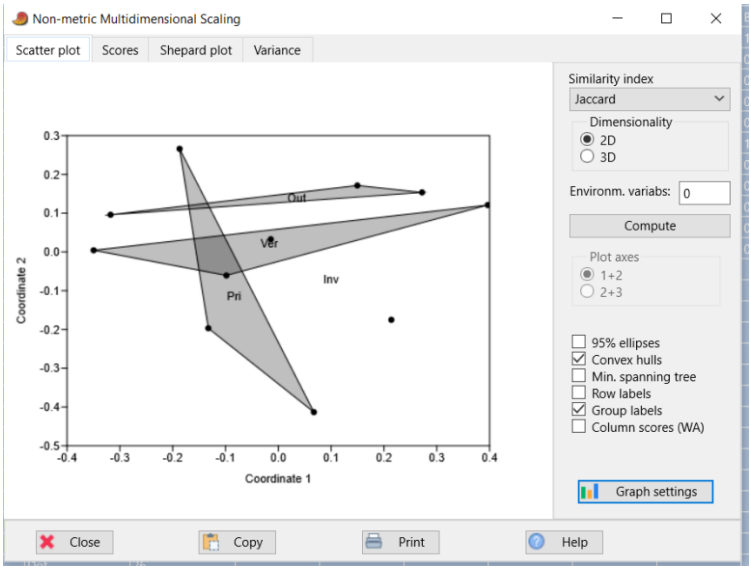
Para uma melhor visualização dos resultados e apresentação do gráfico, clique em *Graph settings*, desmarque a opção *Colors* e *Centered axis*, marque as opções *Frame* e *Filled regions*.



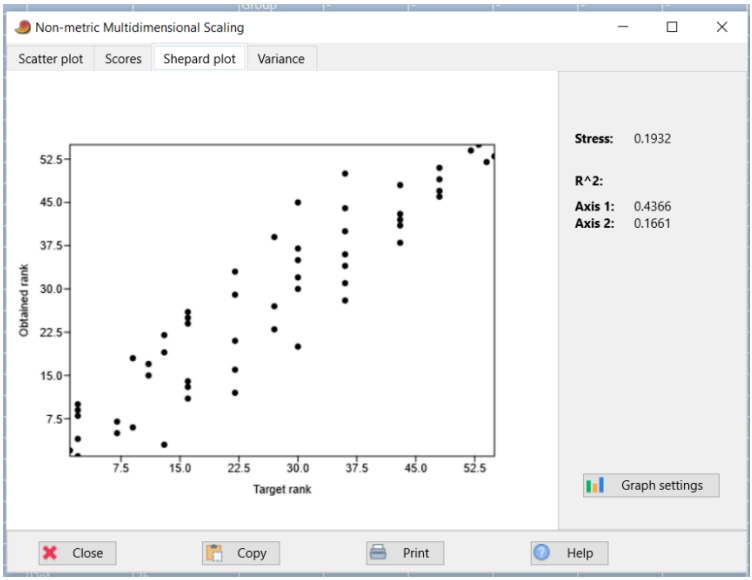
Assim teremos o gráfico com o aspecto abaixo.



Organização similar de dados é usada na análise NMDS, também acessada no mesmo menu da PCoA e clicando em *Non-metric MDS*. Na janela que abriu, na lateral direita, escolha o índice de similaridade a ser usado, nesse caso de Jaccard e clique em *Compute*. Selecione também as opções *Convex hulls* e *Group labels* como na PCoA. Em *Graph settings* faça as mesmas edições anteriores.



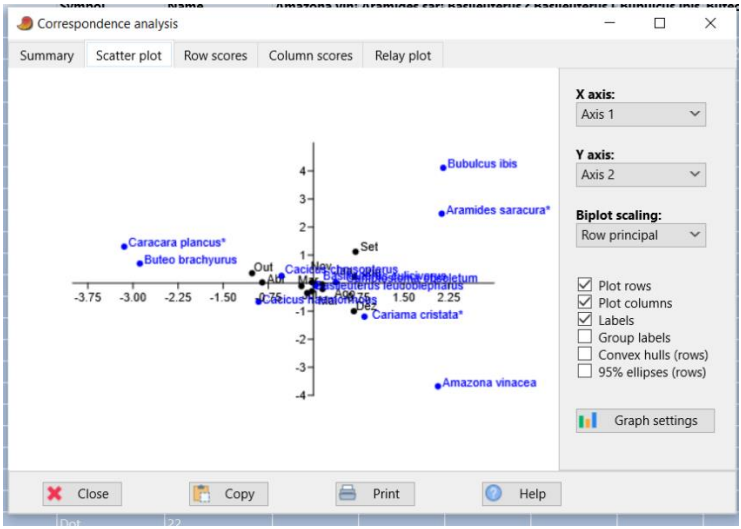
Não esqueça de verificar o Stress da análise, clique em *Sheppard plot* para ver seu resultado.



Para a análise de correspondência (CA) não é realizada a separação em grupos como as anteriores, as informações das unidades amostrais também são colocadas nas linhas, mas os dados são colados a partir da célula localizada entre as células 1 e A.

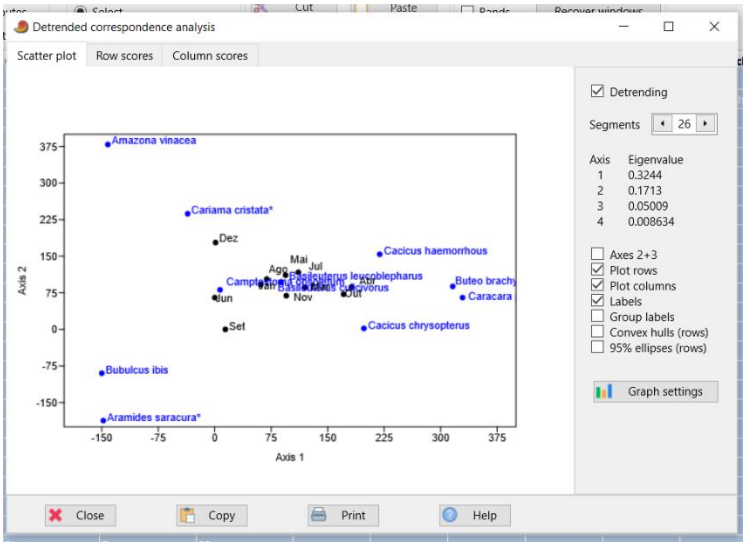
	Name	Amazona vina	Aramides sara	Basileuterus c	Basileuterus l	Bubulcus i
	-	-	-	-	-	-
	0	Amazona vina	Aramides sara	Basileuterus cu	Basileuterus le	Bubulcus ib
	Out	0	0	1	1	0
	Nov	0	0	1	1	0
	Dez	1	0	1	1	0
	Jan	0	0	1	1	0
	Mar	0	0	1	1	0
	Abr	0	0	1	1	0
	Mai	0	0	1	1	0
	Jun	0	1	1	1	0
	Jul	0	0	1	1	0
	Ago	0	0	1	1	0
	Set	0	1	1	1	1
	12					

Depois clique no menu *Multivariate*, então em *Ordination* e selecione a opção *Correspondence (CA)*. O programa já abre na opção do gráfico *Scatter plot*, edite as informações nas opções da lateral direita e também em *Graph settings*. Nesse exemplo as informações dos nomes das espécies ficaram muito sobrepostas, não gerando um bom gráfico.



Para a análise de correspondência destendenciada (DCA) não é realizada a separação em grupos como as anteriores, as informações das unidades amostrais também são colocadas nas linhas, mas os dados colados a partir da célula localizada entre as células 1 e A.

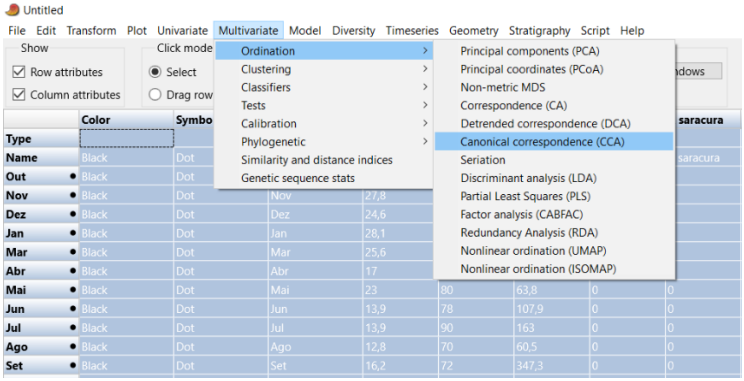
Depois clique no menu *Multivariate*, então em *Ordination* e selecione a opção *Detrended correspondence (DCA)*. O programa já abre na opção do gráfico *Scatter plot*, edite as informações nas opções da lateral direita e também em *Graph settings*. Nesse exemplo as informações dos nomes das espécies ficaram muito sobrepostas, não gerando um bom gráfico.



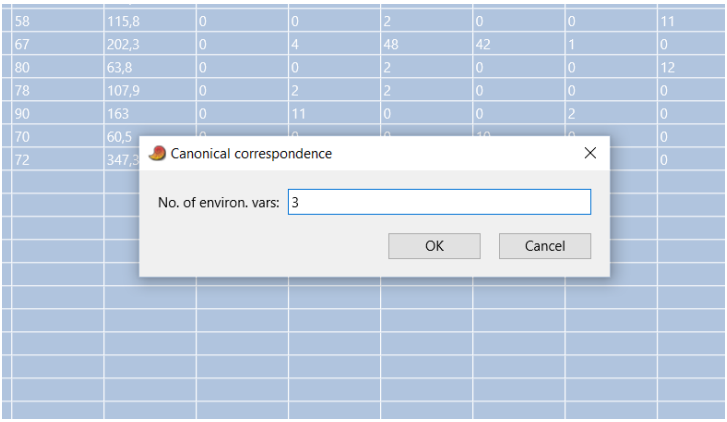
Para análise de correspondência canônica (CCA) as unidades amostrais também são dispostas em linhas e as espécies nas colunas. Porém nesse caso teremos dados abióticos para verificar sua relação com a abundância ou incidência das espécies. As variáveis abióticas devem ser inseridas nas primeiras colunas da análise. Conforme abaixo.

Name	Temp	Umid	Pluv	A vinacea	A saracura	B culicivorus	M
-	-	-	-	-	-	-	-
0	Temp	Umid	Pluv	A vinacea	A saracura	B culicivorus	M
Out	17,6	68	160,4	0	0	1	2
Nov	27,8	61	171,8	0	0	0	0
Dez	24,6	70	55,9	2	1	22	3
Jan	28,1	66	125,7	0	2	0	0
Mar	25,6	58	115,8	0	0	2	0
Abr	17	67	202,3	0	4	48	4
Mai	23	80	63,8	0	0	2	0
Jun	13,9	78	107,9	0	2	2	0
Jul	13,9	90	163	0	11	0	0
Ago	12,8	70	60,5	0	0	0	1
Set	16,2	72	347,3	9	0	0	0
12							
13							

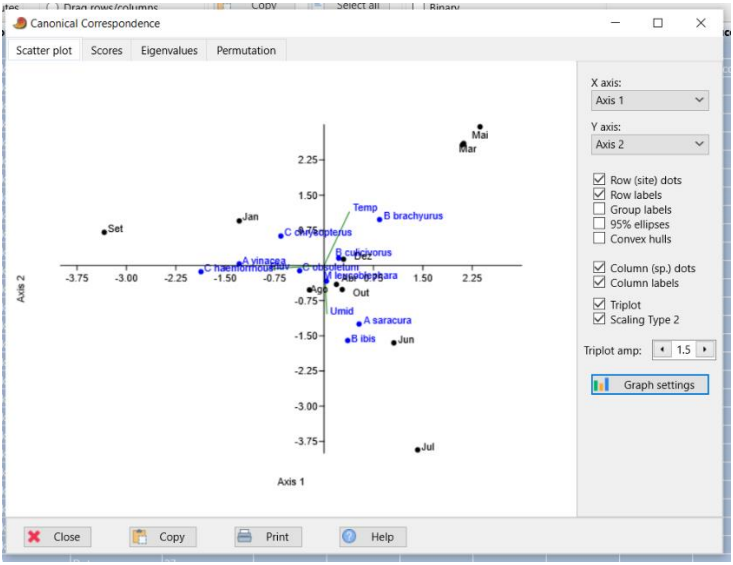
Após, selecione os dados, vá ao menu *Multivariate*, clique em *Ordination* e após em *Canonical correspondence (CCA)*.



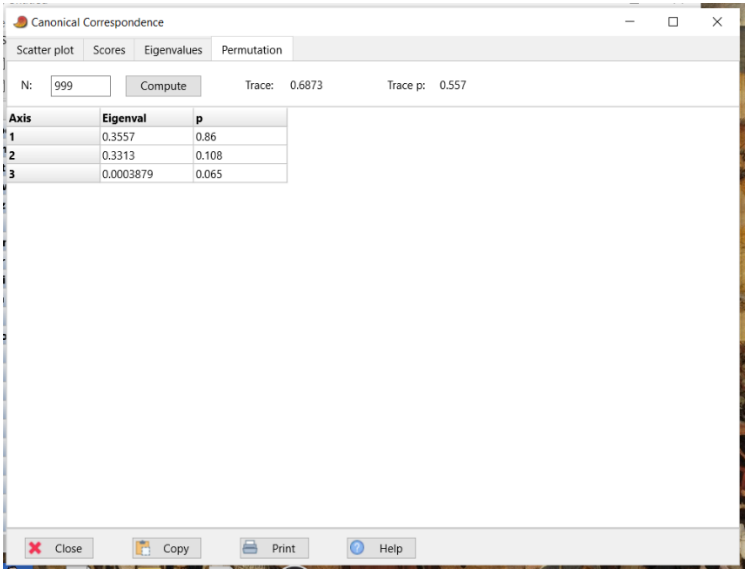
Abrirá uma janela, pedindo o número de variáveis ambientais, que nesse caso são 3. Insira quantas você está usando na sua análise.



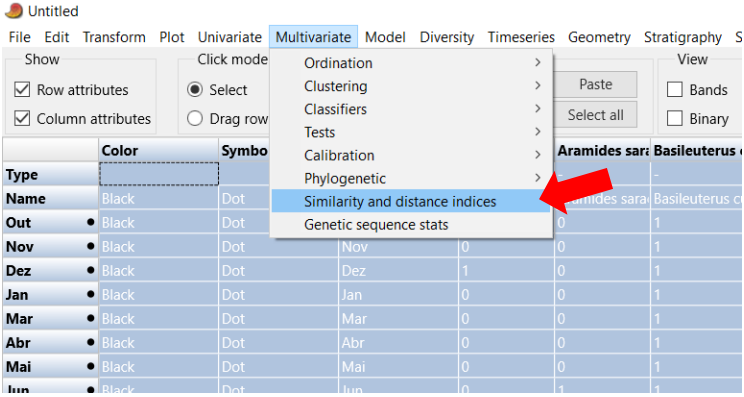
A análise abrirá mostrando o gráfico *Scatter plot*, na lateral direita clique em *Triplot* para que o gráfico mostre as variáveis abióticas nele.



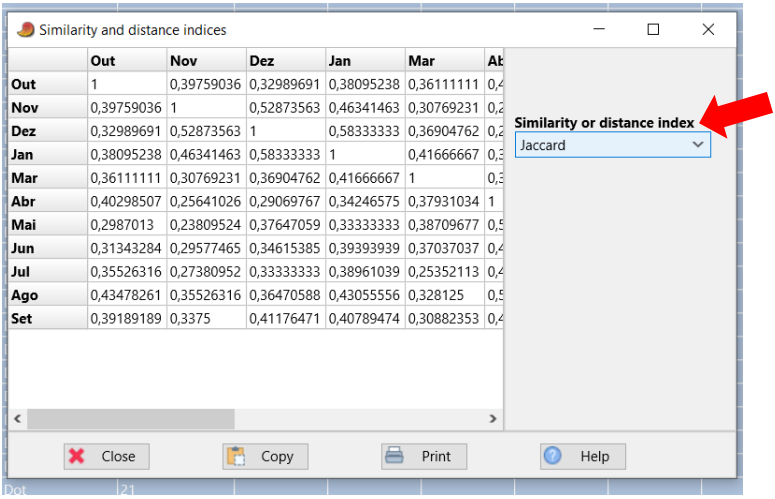
Na aba *Eigenvalue* você terá o percentual de explicação de cada eixo gerado na ordenação e na aba *Permutation* clique na opção *Compute* para ter o valor de *p* de cada eixo na análise.



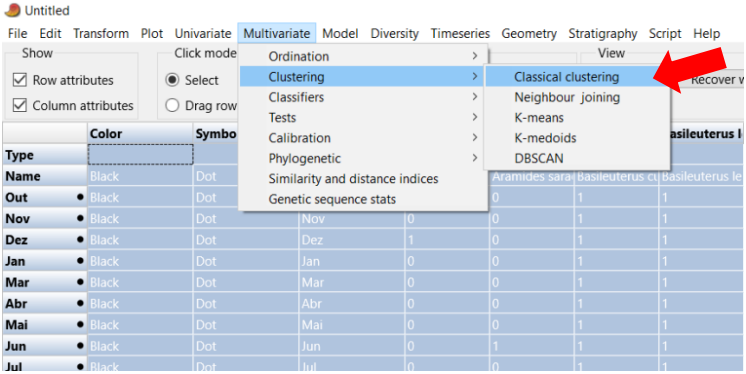
Para realizar os índices de similaridade e análise de agrupamento, as unidades amostrais são dispostas nas linhas e as espécies nas colunas. Cole os dados no Past, selecione os dados e vá ao menu *Multivariate*, após clique em *Similarity and distance indices*.



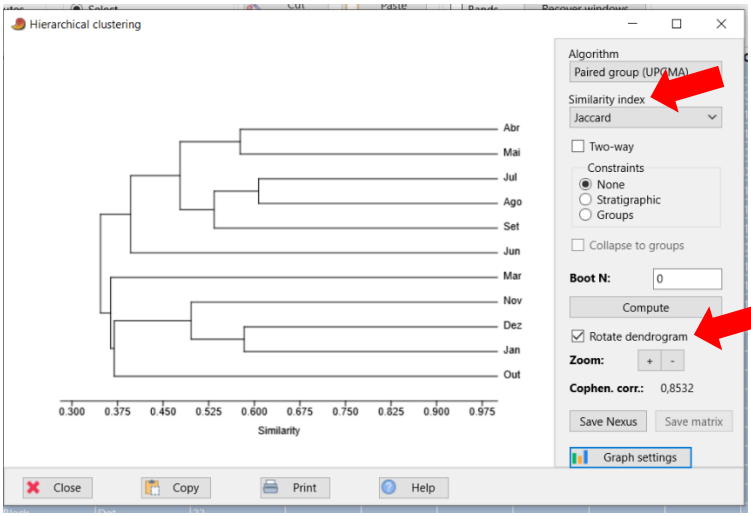
Na janela que abrir, na lateral direita, é possível escolher qual índice de similaridade você quer utilizar, após basta clicar em *Copy* para copiar os resultados e colá-los no Excel para formatar a tabela.



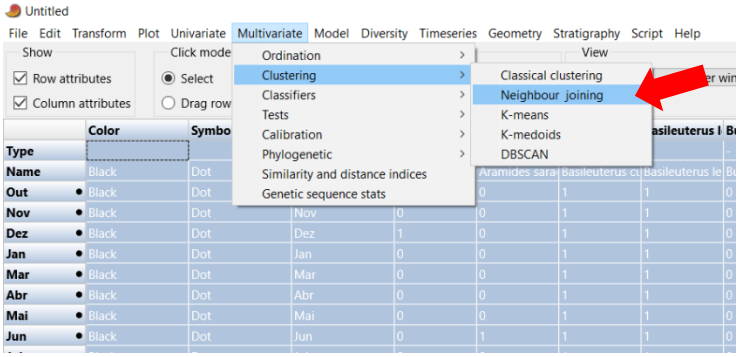
Para realizar a análise de agrupamento vá ao menu *Multivariate*, clique em *Clustering* e após em *Classical clustering.*



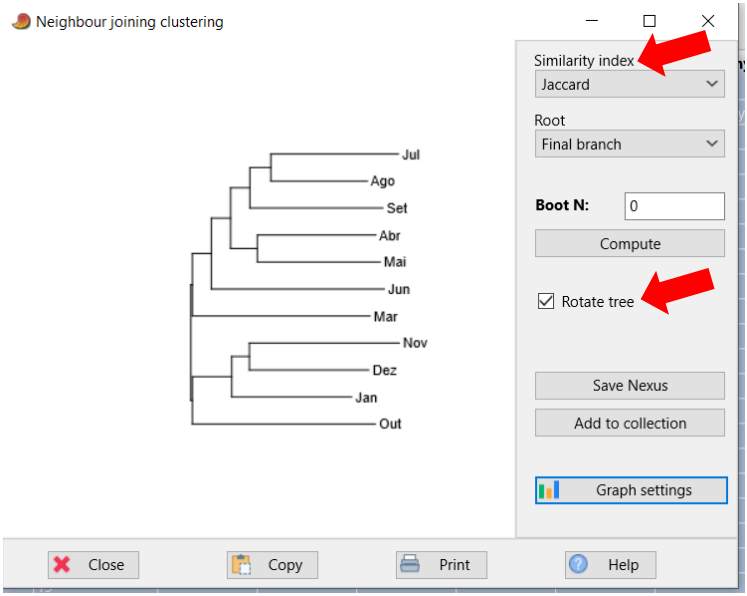
Na janela que abrir escolha qual índice de similaridade usar no agrupamento, usando as opções que aparecerem na lateral direita. Também é possível girar o dendrograma clicando em *Rotate dendrogram* e fazer edições usando *Graph settings*.



Para fazer a análise *Neighbour joining*, vá ao menu *Multivariate*, após em *Clustering* e após clique em *Neighbour joining*. Os dados devem estar organizados como na análise de agrupamento.

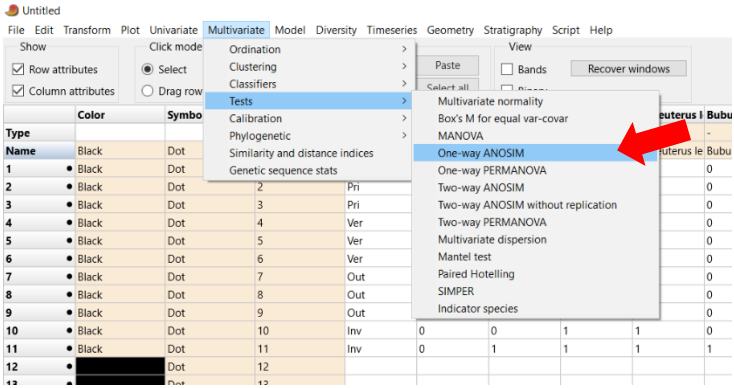


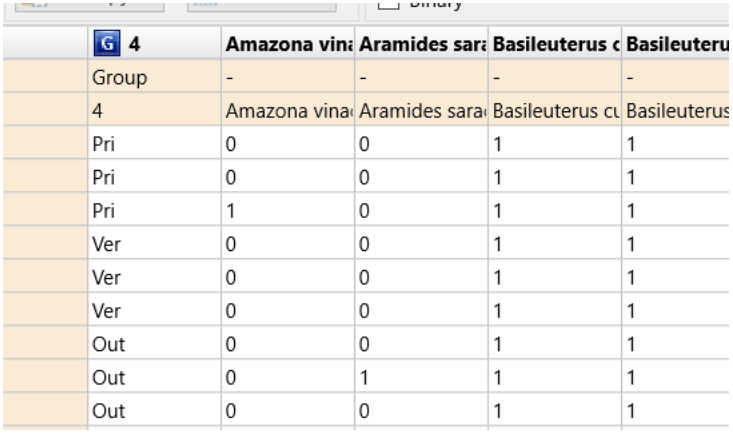
Na janela que abrir escolha qual índice de similaridade usar na análise, usando as opções que aparecerem na lateral direita. Também é possível girar o gráfico clicando em *Rotate dendrogram* e fazer edições usando *Graph settings*.



Para realizar a análise ANOSIM, selecione os dados, vá ao menu *Multivariate*, clique em *Tests* e após em *One-way ANOSIM*. Previamente os dados devem ser organizados em grupos, como no exemplo abaixo, unidades amostrais devem ser dispostas nas linhas, nesse caso meses da mesma estação do ano foram considerados como sendo de um mesmo grupo. Espécies são dispostas nas colunas. Para identificar a coluna

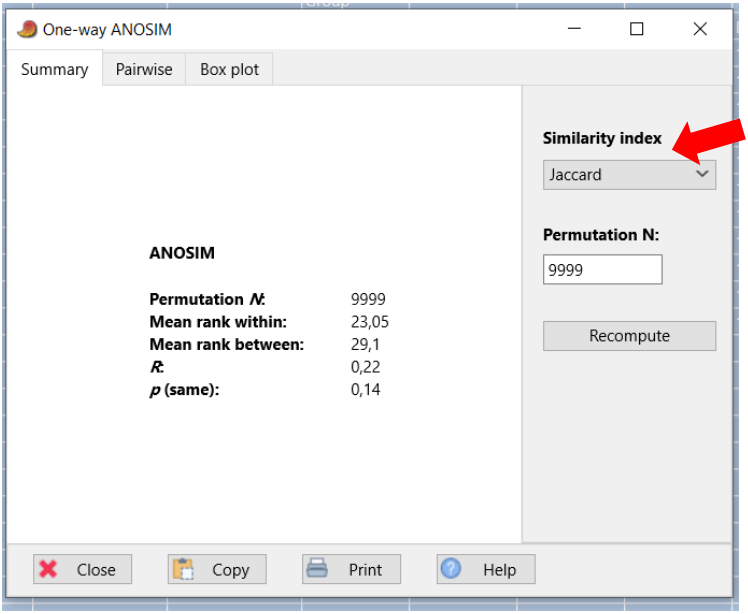
como grupo, cole a planilha clicando na célula A e na primeira linha dessa célula clique e selecione a opção *Group*.



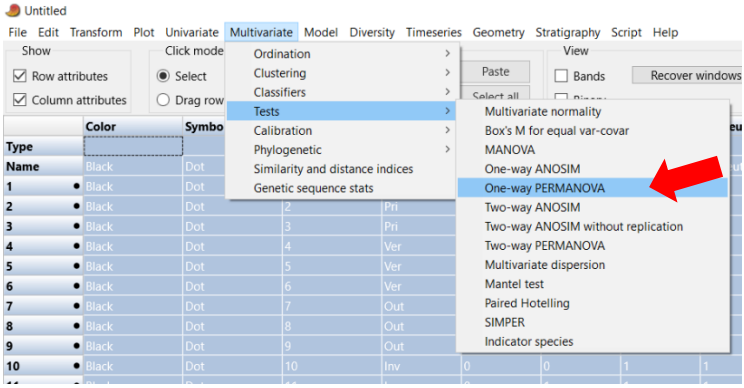


	4	Amazona vina	Aramides sara	Basileuterus c	Basileuteru
	Group	-	-	-	-
	4	Amazona vina	Aramides sara	Basileuterus cu	Basileuterus
	Pri	0	0	1	1
	Pri	0	0	1	1
	Pri	1	0	1	1
	Ver	0	0	1	1
	Ver	0	0	1	1
	Ver	0	0	1	1
	Out	0	0	1	1
	Out	0	1	1	1
	Out	0	0	1	1

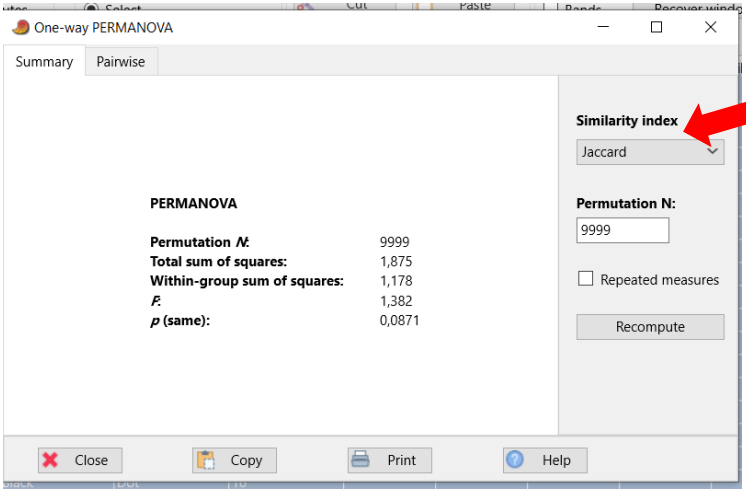
Após clicar em *One-way ANOSIM*, escolha qual índice de similaridade usar na análise na lateral direita e clique em *Compute*.



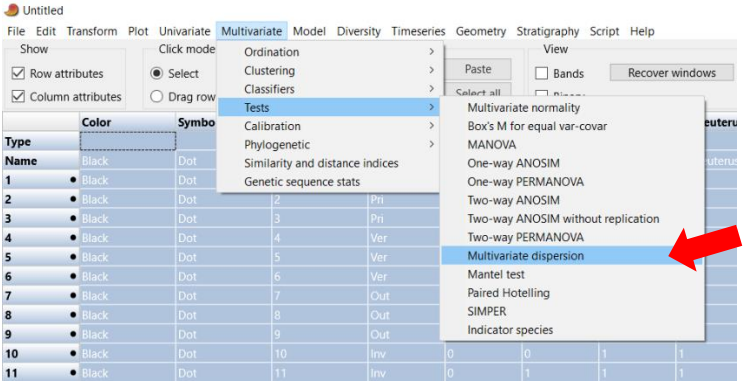
Para realizar a análise PERMANOVA, selecione os dados, vá ao menu *Multivariate*, clique em *Tests* e após em *One-way PERMANOVA*. Previamente os dados devem ser organizados em grupos, unidades amostrais devem ser dispostas nas linhas, nesse caso, meses da mesma estação do ano foram considerados como sendo de um mesmo grupo. Espécies são dispostas nas colunas. Para identificar a coluna como grupo, cole a planilha clicando na célula A e na primeira linha dessa célula clique e selecione a opção *Group*.



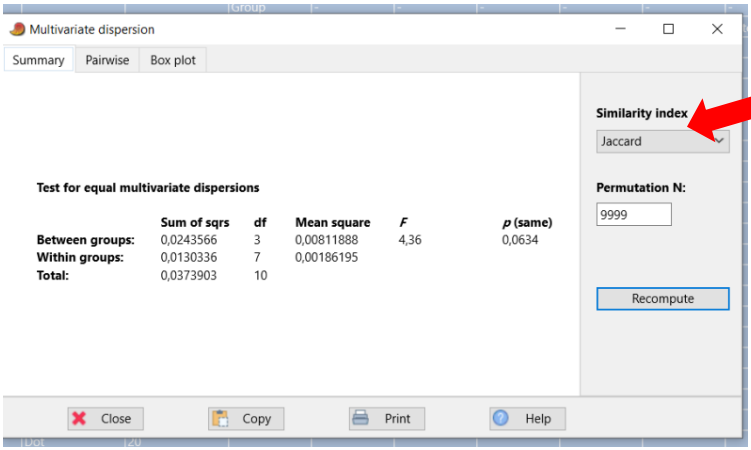
Após clicar em *One-way PERMANOVA*, escolha qual índice de similaridade usar na análise na lateral direita e clique em *Compute*.



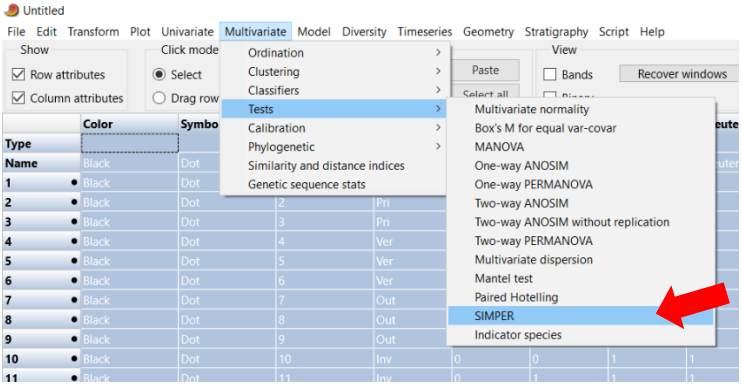
Para realizar a análise PERMDISP, selecione os dados, vá ao menu *Multivariate*, clique em *Tests* e após em *Multivarite dispersion*. Previamente os dados devem ser organizados em grupos, unidades amostrais devem ser dispostas nas linhas, nesse caso, meses da mesma estação do ano foram considerados como sendo de um mesmo grupo. Espécies são dispostas nas colunas. Para identificar a coluna como grupo, cole a planilha clicando na célula A e na primeira linha dessa célula clique e selecione a opção *Group*.



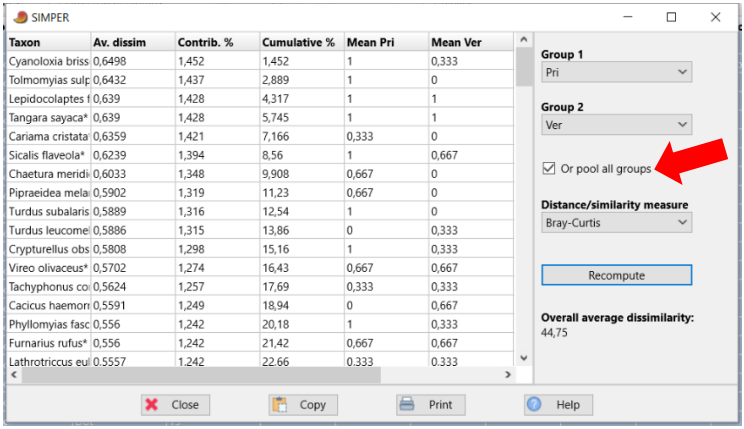
Após clicar em *Multivariate dispersion*, escolha qual índice de similaridade usar na análise na lateral direita e clique em *Compute*.



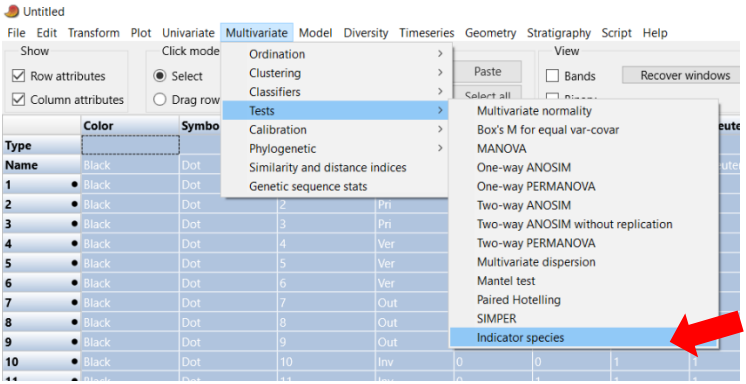
Para realizar a análise SIMPER, selecione os dados, vá ao menu *Multivariate*, clique em *Tests* e após em *SIMPER*. Previamente os dados devem ser organizados em grupos, unidades amostrais devem ser dispostas nas linhas, nesse caso meses da mesma estação do ano foram considerados como sendo de um mesmo grupo. Espécies são dispostas nas colunas. Para identificar a coluna como grupo, cole a planilha clicando na célula A e na primeira linha dessa célula clique e selecione a opção *Group*.



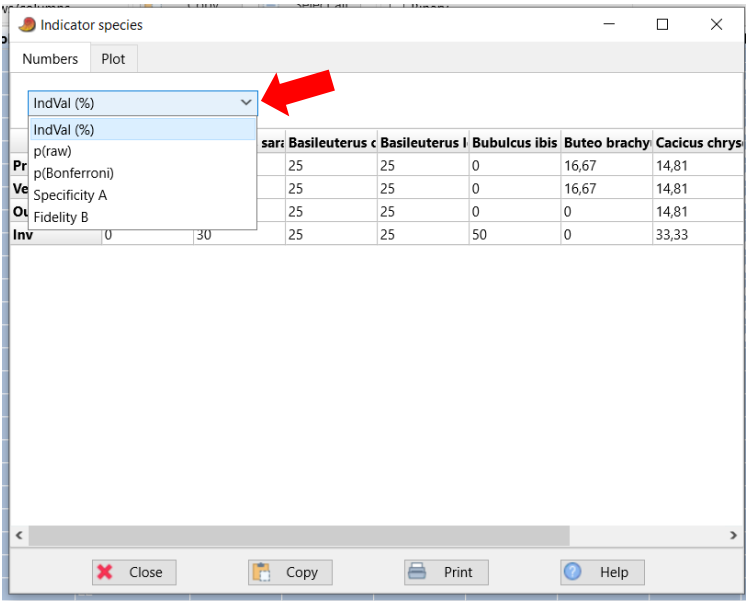
Após clicar em *SIMPER*, na janela que abrir, na lateral direita, clique em *Or pull all groups* e após em *Recompute*, para que análise use todos os grupos amostrais no comparativo. Os resultados podem ser inseridos no Excel clicando em *Copy* e após colando os mesmos.



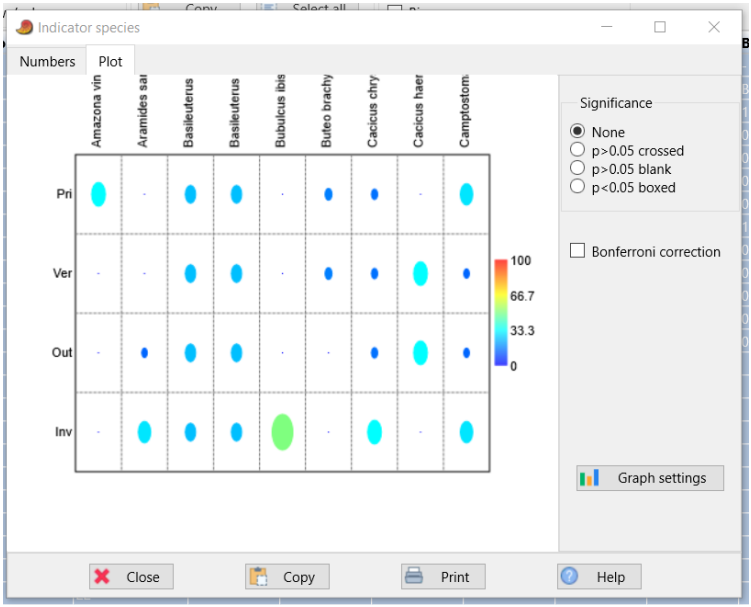
Para realizar a análise de espécies indicadoras (IndVal), selecione os dados, vá ao menu *Multivariate*, clique em *Tests* e após em *Indicator species*. Previamente os dados devem ser organizados em grupos, unidades amostrais devem ser dispostas nas linhas, nesse caso meses da mesma estação do ano foram considerados como sendo de um mesmo grupo. Espécies são dispostas nas colunas. Para identificar a coluna como grupo, cole a planilha clicando na célula A e na primeira linha dessa célula clique e selecione a opção *Group*.



Após na janela que abriu, é possível visualizar o resultado de IndVal e do valor de *p* clicando no menu indicado abaixo. Tais resultados podem ser copiados para o Excel clicando em *Copy* e após colando-os no referido programa.



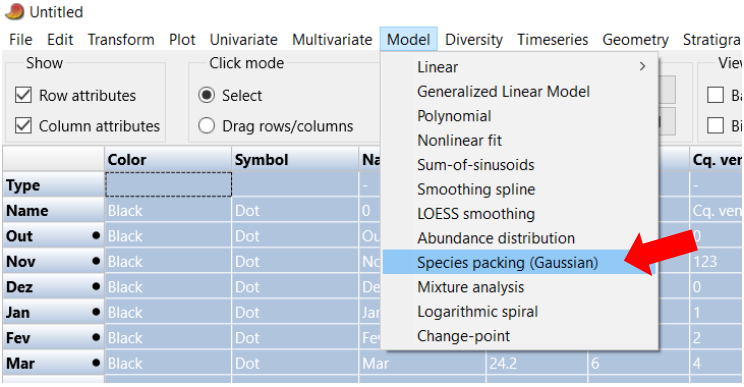
O gráfico da análise pode ser visualizado clicando na opção *Plot*. E pode ser editado em *Graph settings*.



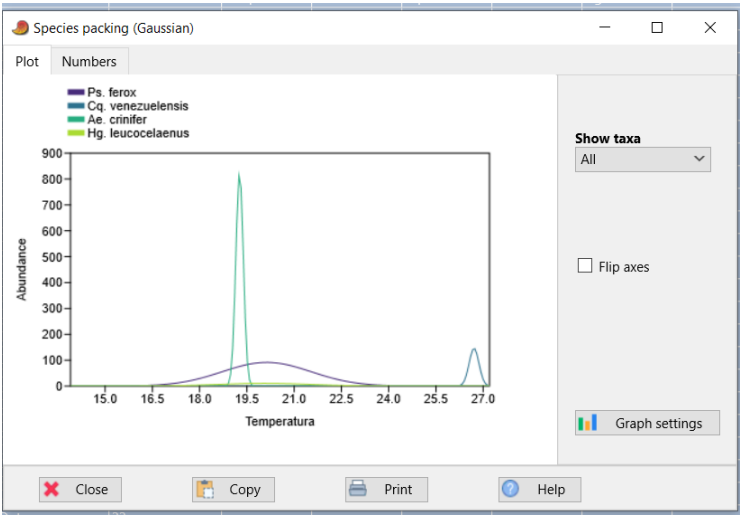
Para a análise *Species packing*, os dados devem ser organizados de forma que as unidades amostrais fiquem nas linhas, as espécies nas colunas e os dados de uma variável ambiental na primeira coluna, conforme modelo abaixo.

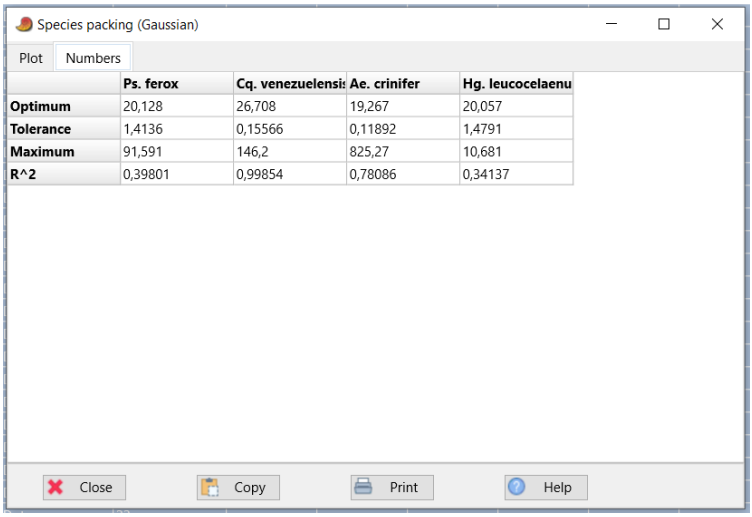
	Temperatura	Ps. ferox	Cq. venezuelensis	Ae. crinifer	Hg. leucocelaenus
Out	16.7	0	0	0	0
Nov	26.8	0	123	10	2
Dez	22.8	1	0	25	5
Jan	27.2	3	1	8	1
Fev	25.4	0	2	1	0
Mar	24.2	6	4	1	0
Abr	18.9	134	0	7	17
Mai	22.4	37	0	3	1
Jun	13.9	1	0	0	0
Jul	17.1	0	0	5	0
Ago	16.4	0	0	4	0
Set	19	0	0	66	0

Para acessar essa análise no Past, com os dados selecionados, vá ao menu *Model* e após em *Species packing (Gaussian)*.



Na janela que abriu edite o gráfico em *Graph settings* e veja os resultados clicando na aba *Numbers*.





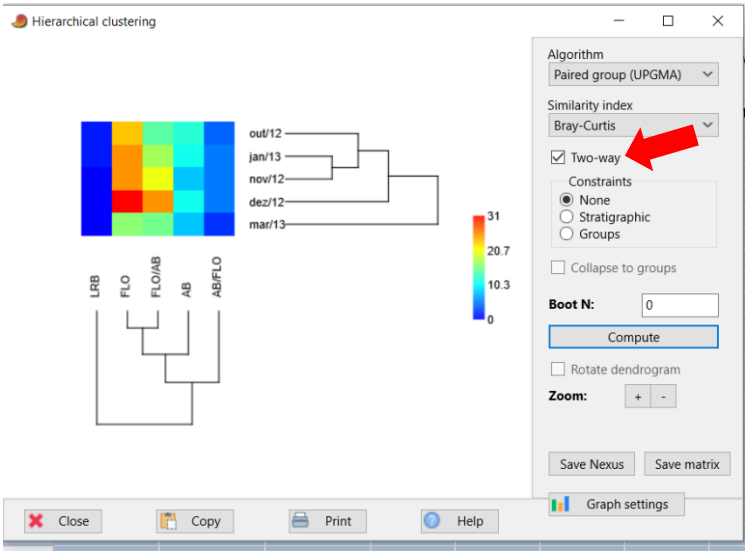
	Ps. ferox	Cq. venezuelensis	Ae. crinifer	Hg. leucocelaenu
Optimum	20,128	26,708	19,267	20,057
Tolerance	1,4136	0,15566	0,11892	1,4791
Maximum	91,591	146,2	825,27	10,681
R^2	0,39801	0,99854	0,78086	0,34137

Para integralizar os dados de funcionalidade ecológica com a análise de agrupamento, usando a opção *two-way clustering*, organize os dados de forma que a categoria funcional usada fique nas linhas, as unidades amostrais nas colunas, e a riqueza de espécies de cada categoria-amostra nas células. Conforme modelo abaixo para *habitat* preferencial.

	out/12	nov/12	dez/12	jan/13	mar/13
AB	12	8	11	11	8
AB/FLO	4	5	5	5	2
FLO	23	25	31	25	16
FLO/AB	14	20	25	17	15
LRB	1	0	0	1	0

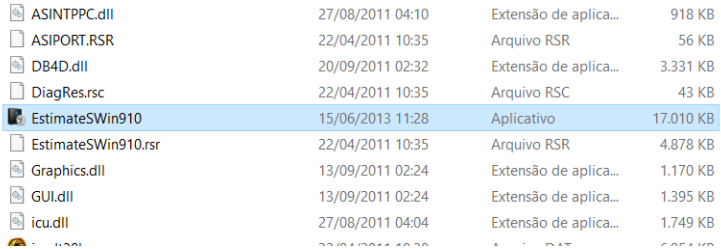
Cole esses dados no Past clicando entre as células A e 1, após siga os passos normais para realizar a análise de

agrupamento (clustering). Na janela que abrir, escolha o índice de similaridade e após clique em *two-way*, após em *Compute*. Faça as edições do gráfico em *Graph settings*.



Estimadores de riqueza de espécies

Para realizar essas análises vai ser necessário o programa EstimateS, que pode ser baixado no seguinte link https://osf.io/vqwe9 O download será um arquivo compactado .RAR, após baixar descompacte o arquivo e localize o seguinte arquivo para abrir o programa. EstimateSWin910.



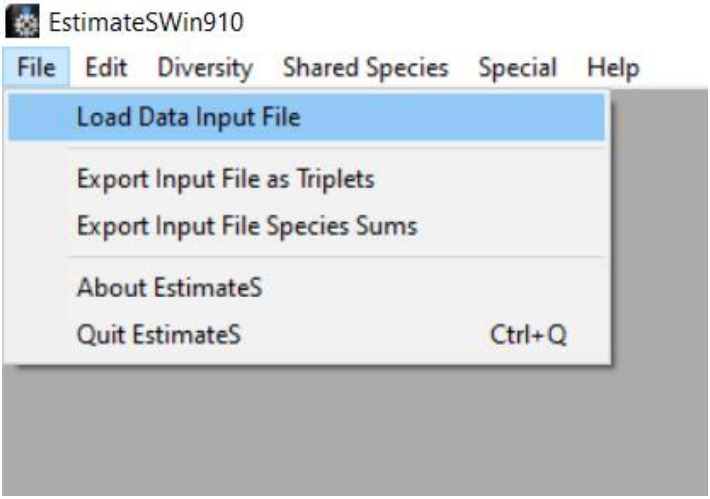
ASINTPPC.dll	27/08/2011 04:10	Extensão de aplica...	918 KB
ASIPORT.RSR	22/04/2011 10:35	Arquivo RSR	56 KB
DB4D.dll	20/09/2011 02:32	Extensão de aplica...	3.331 KB
DiagRes.rsc	22/04/2011 10:35	Arquivo RSC	43 KB
EstimateSWin910	15/06/2013 11:28	Aplicativo	17.010 KB
EstimateSWin910.rsr	22/04/2011 10:35	Arquivo RSR	4.878 KB
Graphics.dll	13/09/2011 02:24	Extensão de aplica...	1.170 KB
GUI.dll	13/09/2011 02:24	Extensão de aplica...	1.395 KB
icu.dll	27/08/2011 04:04	Extensão de aplica...	1.749 KB

Para realizar as análises as espécies devem ser dispostas nas linhas e unidades amostrais nas colunas, no Excel organize os dados de forma que não apareçam os títulos das linhas e nem das colunas, na célula 2A insira o número total de espécies e na célula 2B o número total de unidades amostrais, conforme abaixo.

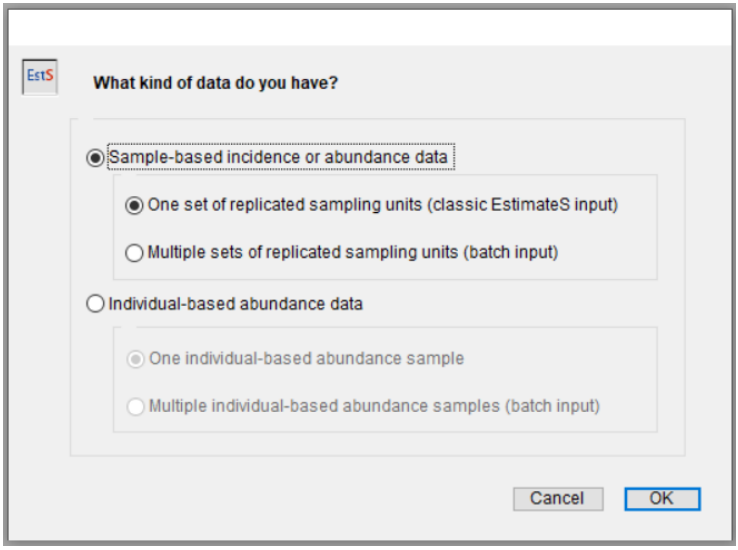
	A	B	C	D	E	F
1	teste					
2	121	11				
3	0	0	1	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0
5	1	1	1	1	1	1
6	1	1	1	1	1	1
7	0	0	0	0	0	0
8	1	0	0	0	0	1
9	1	1	0	0	1	1
10	0	0	0	0	1	1

Organizado os dados dessa maneira, copie eles e cole em um arquivo .txt e após salve ele. Será o arquivo usado para o programa EstimateS.

Após vá no EstimateS, clique em *File*, após em *Load Data Input File*.

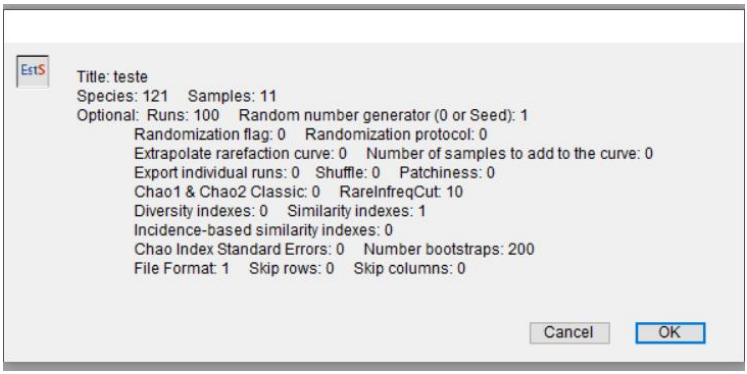


Abrirá uma janela onde você escolhe o tipo de dado a ser usado, nesse exemplo, mantemos a opção que aparece, dados de incidência, ou seja, presença-ausência.



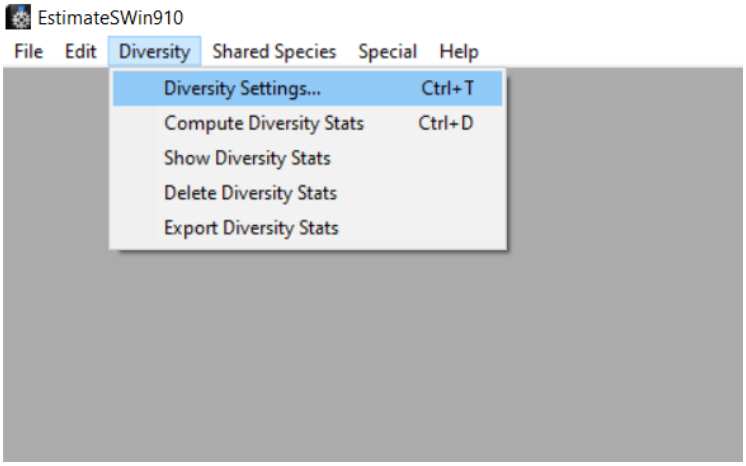
Clique em OK e na nova janela selecione o seu arquivo .txt.

Após em uma nova janela que abriu verifique as informações corretas de quantidade de espécies e de unidades amostrais. Após clique em OK.

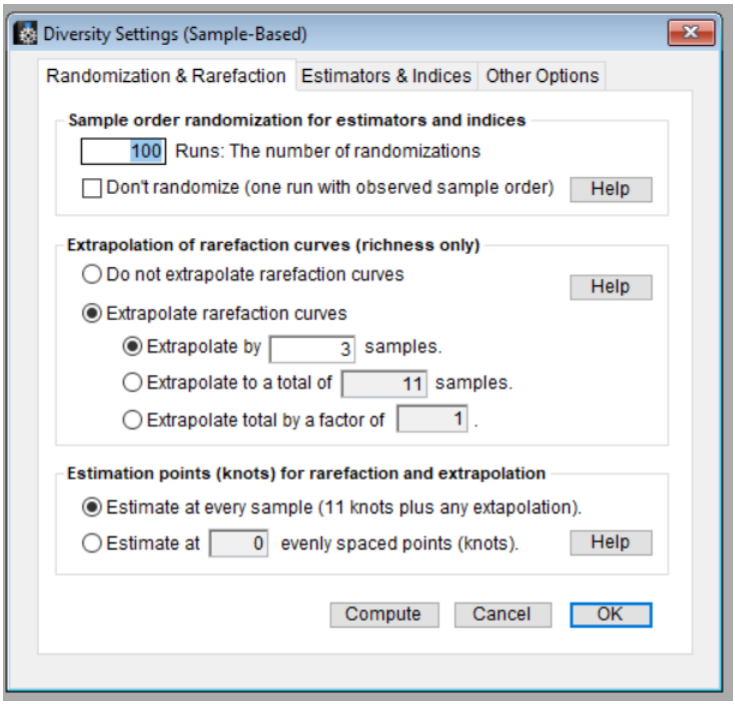


Mais duas janelas abrirão, clique em OK nas duas.

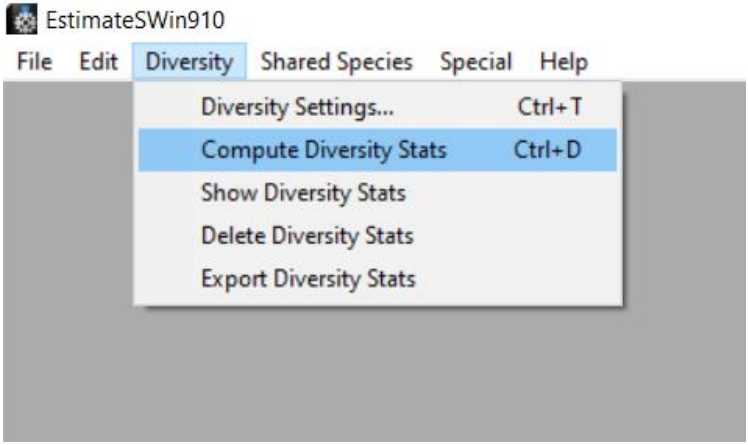
Após vá ao menu *Diversity* e clique em *Diversity settings*.



Nessa janela que abriu é possível escolher se você quer realizar a extrapolação futura de seus dados clicando na opção *Extrapolate rarefaction curve* e escolhendo quantas unidades amostrais você quer extrapolar. Ou pode apenas deixar as opções normais selecionadas e realizar apenas os cálculos dos estimadores de riqueza. Após clique em OK e a janela irá fechar.



Após vá novamente ao menu *Diversity* e clique em *Compute diversity stats*.



Se abrir alguma janela por você já ter dados prévios abertos, clique em OK. Os resultados aparecerão na tela. Clique em *Export* na janela que abriu aparecendo os resultados e salve o arquivo com o resultado das análises.

Para abrir eles no Excel, abra esse programa, e vá em Arquivo, após em Abrir, Procurar e selecione a opção Todos os arquivos para aparecer o arquivo do formato gerado no EstimateS. Após clique em Abrir, uma janela aparecerá, clique em Avançar duas vezes e após em Concluir para abrir o arquivo. Feito isso basta copiar a planilha para um arquivo Excel normal e escolher qual dos estimadores você irá querer usar para gerar seus gráficos.

Capítulo 12 – Considerações finais

A integração dos dados de biodiversidade da fauna nas avaliações ambientais é essencial para compreender e mitigar os impactos das atividades humanas nos ecossistemas. A biodiversidade serve como um indicador fundamental da saúde do ecossistema, e a presença, a abundância e a diversidade da fauna fornecem percepções essenciais sobre a estabilidade e a funcionalidade dos *habitat*. Ao incluir dados abrangentes sobre a fauna nas avaliações ambientais, os tomadores de decisão podem identificar espécies sensíveis, avaliar a resiliência do ecossistema e prever os possíveis efeitos em cascata da alteração do *habitat*.

O uso de análises de dados adequado garante que os estudos ambientais vão além da mera conformidade com os regulamentos, promovendo um desenvolvimento cientificamente informado e ecologicamente sustentável. Além disso, o uso da fauna em estudos ambientais também destaca a interconexão de espécies e ecossistemas, demonstrando como as mudanças em um componente podem se propagar por redes ecológicas inteiras. Ao aproveitar técnicas como pesquisas de base e análises de dados adequadas sobre a fauna, os estudos ambientais podem fornecer percepções que orientam estratégias eficazes de mitigação e restauração ambiental.

Em última análise, a priorização e uso de informações da biodiversidade da fauna nos estudos ambientais ressalta o

compromisso de conservar o patrimônio natural e, ao mesmo tempo, equilibrar as necessidades de desenvolvimento. Também fornece uma base para a tomada de decisões sustentáveis que não apenas minimiza os danos, mas também apoia a recuperação e a viabilidade de longo prazo dos ecossistemas. À medida que as pressões da urbanização, da agropecuária e da mudança climática se intensificam, o papel dos dados sobre a biodiversidade da fauna na proteção da integridade ecológica torna-se cada vez mais crítico, tornando-se uma pedra angular do gerenciamento ambiental responsável.